

Titre: Évaluation de l'influence des incertitudes du coefficient de frottement sur la robustesse des résultats des simulations numériques de la disponibilité d'habitat du poisson
Title:

Auteur: Carola Beatriz Alfaro Cepeda
Author:

Date: 2011

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Alfaro Cepeda, C. B. (2011). Évaluation de l'influence des incertitudes du coefficient de frottement sur la robustesse des résultats des simulations numériques de la disponibilité d'habitat du poisson [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/554/>
Citation:

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/554/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Tewfik Mahdi, & Éric McNeil
Advisors:

Programme: Génie civil
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

**ÉVALUATION DE L'INFLUENCE DES INCERTITUDES DU COEFFICIENT DE
FROTTEMENT SUR LA ROBUSTESSE DES RÉSULTATS DES SIMULATIONS
NUMÉRIQUES DE LA DISPONIBILITÉ D'HABITAT DU POISSON**

CAROLA BEATRIZ ALFARO CEPEDA

DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUES ET DES MINES

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CIVIL)

MARS 2011

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé:

**ÉVALUATION DE L'INFLUENCE DES INCERTITUDES DU COEFFICIENT DE
FROTTEMENT SUR LA ROBUSTESSE DES RÉSULTATS DES SIMULATIONS
NUMÉRIQUES DE LA DISPONIBILITÉ D'HABITAT DU POISSON**

Présenté par : ALFARO CEPEDA Carola Beatriz

en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

M. FUAMBA Musandji, Ph.D., président

M. MAHDI Tew-Fik, Ph. D., membre et directeur de recherche

M. McNeil Éric, M.Sc.A., membre et codirecteur de recherche

Mme BLESSENT Daniela, Ph.D., membre

DÉDICACE

À Santiago, Alonso et Yannick

...aussi à vous

papa et maman

REMERCIEMENTS

Je désire remercier toutes les personnes qui, par leurs nombreux encouragements et attentions, m'ont permis de mener à terme ce travail.

Je remercie particulièrement mes directeurs de programme M. Tew-Fik Mahdi, dont l'aide et la compréhension furent des plus appréciées, et M. Éric McNeil pour son support indéfectible et ses conseils continus. De même, à M. Hervé Capra de CEMAGREF, Lyon, dont les éclaircissements, l'enthousiasme et, bien sûr, la disponibilité des données se reflète dans la réalisation de cette étude.

Je remercie également le professeur Claude Marche pour son accueil à titre d'étudiante du programme de maîtresse recherche à Polytechnique.

Merci aussi à tous mes amis et collègues qui m'ont appuyée et encouragée tout au cours de ce mémoire.

Grand merci à Santiago et Alonso pour avoir été si conciliants avec leur maman, à mon mari pour son aplomb et son support, et à mes parents, frères et sœur qui, du Chili, m'ont apporté leur soutien moral et leurs bonnes pensées.

RÉSUMÉ

Les différentes utilisations des ressources hydriques impliquent des modifications au régime hydrologique de même que des conditions abiotiques qui y sont associées. Le développement d'outils de recherche perfectionnés et la compilation de données historiques ont favorisé l'évaluation de la disponibilité de l'habitat du poisson en relation aux diverses modifications menées sur les régimes hydrologiques. Les décisions des autorités compétentes, généralement sensibles à la protection des écosystèmes aquatiques dans leur processus d'assentiment à tout nouveau projet ou infrastructure modifiant le régime hydrologique d'un cours d'eau, reposent, entre autres, sur des simulations de la disponibilité de l'habitat du poisson.

Une des difficultés inhérentes à l'application de cette approche réside dans l'étalonnage des modèles numériques d'écoulement. En effet, dans le cadre des études de détermination de régime de débit réservé, une question fréquemment soulevée porte sur la représentativité des résultats de simulation de la disponibilité d'habitat en raison des contraintes à procéder à l'étalonnage du modèle d'écoulement en utilisant des données mesurées à des débits significativement plus élevés que les débits réservés qu'il est envisagé de maintenir.

Le présent travail de recherche vise à évaluer l'influence des incertitudes du coefficient de frottement dans le cadre des simulations numériques de la disponibilité d'habitat du poisson. L'appréciation de la robustesse des résultats de ces simulations par rapport aux incertitudes liées à l'attribution des coefficients de rugosité a été effectuée en simulant les conditions d'écoulement et de disponibilités d'habitat pour une large gamme de débits susceptibles d'être observés dans le secteur d'étude, soit le Rhône au droit de la centrale nucléaire Bugey en France.

L'approche méthodologique s'articule autour de l'évaluation des coefficients de rugosité applicables aux différents débits pour lesquels des mesures hydrodynamiques sont disponibles et la réalisation des simulations de disponibilité d'habitat en fonction du débit

à partir des différents modèles numériques d'écoulement élaborés lors de l'étape d'étalonnage. De plus, la comparaison et l'interprétation des résultats sous la forme de variation de la disponibilité des habitats du poisson en fonction du débit (courbe d'aire pondérée utile) et de la répartition spatiale des indices de qualité d'habitat, complètent la stratégie appliquée. Cette approche a été appliquée sur deux espèces ayant des préférences d'habitat distinctes, soit le barbeau et le gardon. Les simulations hydrodynamiques ont été réalisées en utilisant un modèle bidimensionnel.

Les résultats de simulations de disponibilité d'habitat obtenus s'avèrent robustes par rapport aux incertitudes liées aux coefficients de rugosité attribués lors de l'étape d'étalonnage effectuée au long d'un tronçon d'un peu plus de 3 500 mètres du Rhône.

ABSTRACT

The different uses of water resources involve changes in hydrological regime as well as in the abiotic conditions associated therewith. The development of sophisticated search tools and compilation of historical data have supported the assessment of the availability of fish habitat in relation to the various modifications carried out on the water regimes. The competent Authorities, usually sensitive to the protection of aquatic ecosystems in their assent process for any project changing a stream flow, have made their decision on the basis, among others, on the simulations of the availability of fish habitat. The inherent difficulties in the application of such approach lie in the calibration of numerical models.

Indeed, an issue raising frequent concerns in studies for determining minimum flow regime is the representativeness of the simulation results of the availability of habitat due to calibrate constraint in the flow model using measured data at rates significantly higher than the minimum flow intended to be maintained.

This research work aims to evaluate the influence of uncertainties in the friction coefficient in numerical simulations of the availability of fish habitat.

The assessment of the simulation result robustness in relation with the uncertainties assigned to the roughness coefficients was performed by simulating flow conditions and availability of habitat for a wide range of flows likely to be observed at the study site, specifically at the French Bugey nuclear power plant on the Rhône River.

The methodology is formulated around the evaluation of the roughness coefficients for different measures available hydrodynamic flows and the simulations of habitat availability versus flow from different numerical models developed during calibration phase. Ultimately, the strategy is completed by the comparison and interpretation of results of the variation in the availability of fish habitats as a function of the flow (curve weighted usable area) and the spatial distribution of habitat quality indices. This approach was applied to two species with distinct habitat preferences, or barbel and roach. The simulations were performed using a two-dimensional hydrodynamic model.

The results obtained for the simulations of habitat availability demonstrate robust data with respect to uncertainties in the roughness coefficients assigned at the calibration phase performed throughout over 3500 meters on the Rhône River.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ.....	V
ABSTRACT	VII
TABLE DES MATIÈRES	IX
LISTE DES TABLEAUX.....	XI
LISTE DES FIGURES.....	XII
LISTE DES FIGURES.....	XII
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XV
LISTE DES ANNEXES.....	XVI
INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE 1 CONTEXTE ET OBJECTIF.....	3
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE.....	6
2.1 Altération du régime naturel de l'écoulement.....	6
2.2 Simulation de la disponibilité d'habitat de poisson	9
2.3 Répartition spatiale des habitats.....	11
2.4 Approche de simulation des écoulements dans le cadre des simulations de conditions d'habitats	14
CHAPITRE 3 ASPECTS MÉTHODOLOGIQUES.....	18
3.1 DESCRIPTION DU TRONÇON À L'ÉTUDE.....	18
3.1.1 Régime hydrologique	19
3.1.2 Caractérisation du substrat	22
3.1.3 Espèces piscicoles présentes	22

3.2	APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE	25
3.2.1	Choix d'une schématisation des écoulements	25
3.2.2	Simulation des écoulements	26
3.2.3	Discrétisation géométrique du tronçon à l'étude.....	28
3.2.4	Données de base	30
3.2.5	Traitement des conditions aux frontières	32
3.2.6	Étalonnage	32
3.2.7	Validation du processus d'étalonnage.....	33
3.2.8	Simulation de la disponibilité d'habitat du poisson	33
CHAPITRE 4	RÉSULTATS	36
4.1	Simulations des conditions abiotiques	36
4.1.1	Discrétisation géométrique.....	36
4.1.2	Conditions aux frontières	39
4.1.3	Processus d'étalonnage	40
4.1.4	Vérification des vitesses.....	55
4.1.5	Validation	59
4.2	Simulation des conditions hydrodynamique	62
4.3	Simulation de la disponibilité d'habitat	66
4.3.1	Répartition spatiale des indices d'habitat du poisson.....	66
4.3.2	Aires pondérées utiles (APU).....	69
CHAPITRE 5	DISCUSSION	86
CONCLUSION	94
RÉFÉRENCES	96
ANNEXES	107

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 4.1: Étalonnage. Écart absolu entre le niveau mesuré et le niveau simulé. Débit de 190 m ³ /s.....	42
Tableau 4.2: Étalonnage. Écart absolu entre le niveau mesuré et le niveau simulé. Débit de 300 m ³ /s.....	44
Tableau 4.3: Étalonnage. Écart absolu entre le niveau mesuré et le niveau simulé. Débit de 400 m ³ /s.....	46
Tableau 4.4: Étalonnage. Écart absolu entre le niveau mesuré et le niveau simulé. Débit de 525 m ³ /s.....	48
Tableau 4.5: Étalonnage. Écart absolu entre le niveau mesuré et le niveau simulé. Débit de 600 m ³ /s.....	50
Tableau 4.6: Étalonnage. Écart absolu entre le niveau mesuré et le niveau simulé. Débit de 850 m ³ /s.....	52
Tableau 4.7: Validation. Écart absolu entre le niveau mesuré et le niveau simulé. Débit de 150 m ³ /s.....	59
Tableau 4.8: Validation. Écart absolu entre le niveau mesuré et le niveau simulé. Débit de 245 m ³ /s.....	59
Tableau 4.9: Validation. Écart absolu entre le niveau mesuré et le niveau simulé. Débit de 350 m ³ /s.....	60
Tableau 4.10: Validation. Écart absolu entre le niveau mesuré et le niveau simulé. Débit de 500 m ³ /s.....	61
Tableau 4.11: Validation. Écart absolu entre le niveau mesuré et le niveau simulé. Débit de 725 m ³ /s.....	61

LISTE DES FIGURES

Figure 3-1: Tronçon à l'étude.....	19
Figure 3-2: Régime hydrologique le long du tronçon à l'étude, hydrogrammes présentés à différentes échelles temporelles.	21
Figure 3-3: Courbes de préférences du barbeau.....	23
Figure 3-4: Courbes de préférences du gardon	24
Figure 3-5: Calcul de l'aire pondérée utile, APU, en m ²	35
Figure 4-1: Élévations associées aux nœuds du maillage	37
Figure 4-2: Maillage du domaine de calcul. Tronçon du Rhône à l'étude.....	38
Figure 4-3: Frontières du modèle hydrodynamique.....	39
Figure 4-4: Courbes de tarage au droit de la station limnimétrique N°3	40
Figure 4-5: Sous-tronçon défini par l'emplacement des règles limnimétriques	41
Figure 4-6: Coefficients de frottement. Étalonnage du débit 190 m ³ /s.	43
Figure 4-7: Coefficients de frottement. Étalonnage du débit 300 m ³ /s	45
Figure 4-8: Coefficients de frottement. Étalonnage du débit 400 m ³ /s.	47
Figure 4-9: Coefficients de frottement. Étalonnage du débit 525 m ³ /s.	49
Figure 4-10: Coefficients de frottement. Étalonnage du débit 600 m ³ /s.	51
Figure 4-11: Coefficients de frottement. Étalonnage du débit 850 m ³ /s.	53
Figure 4-12: Comparaison entre les coefficients de rugosité sélectionnés lors de l'étape d'étalonnage.	54
Figure 4-13: Coefficients de rugosité Manning obtenus lors des étalonnages.....	55
Figure 4-14: Localisation des sections d'écoulement.	56
Figure 4-15: Superposition des vitesses d'écoulement mesurées et simulées. Section N°1.....	57
Figure 4-16: superposition des vitesses d'écoulement mesurées et simulées. Section N°2.....	57
Figure 4-17: Comparaison entre les vitesses d'écoulement mesurées et relevées. Section N°1....	58

Figure 4-18: Comparaison entre les vitesses d'écoulement mesurées et relevées. Section N°2.....	58
Figure 4-19: comparaison des conditions hydrodynamiques. Variable abiotique vitesse d'écoulement.	63
Figure 4-20: comparaison des conditions hydrodynamiques. Variable abiotique profondeur d'écoulement.	64
Figure 4-21: conditions hydrodynamiques. Variable abiotique profondeur et vitesse d'écoulement pour le débit 400 m ³ /s.....	65
Figure 4-22: Comparaison des vitesses d'écoulement, des profondeurs et de l'habitat disponible pour le barbeau adulte pour des débits du Rhône de 300 et 600 m ³ /s	68
Figure 4-23: Aires pondérées utiles en fonction du débit. Barbeaux adultes.....	70
Figure 4-24: Aires pondérées utiles en fonction du débit. Gardons adultes	70
Figure 4-25: Comparaison des APU en fonction du débit, barbeau adulte.....	72
Figure 4-26: Comparaison des APU en fonction du débit, gardon adulte.	73
Figure 4-27: Disponibilité d'habitat pour chaque modèle étalonné. Barbeau adulte.....	74
Figure 4-28: APU global et spécifiques obtenus à partir des modèles 350 m ³ /s et 850 m ³ /s. Barbeau adulte.....	75
Figure 4-29: Disponibilité d'habitat pour chaque modèle étalonné. Gardon adulte	76
Figure 4-30: APU global et spécifiques obtenus à partir des modèles 350 m ³ /s et 150 m ³ /s. Gardon adulte.	77
Figure 4-31: Comparaison des conditions d'habitat pour le barbeau adulte pour le débit de 450 m ³ /s.....	78
Figure 4-32: Comparaison de la répartition des indices de qualité d'habitat du barbeau adulte, débit de 450 m ³ /s	79
Figure 4-33: Comparaison de la répartition des indices de qualité d'habitat du Gardon adulte, débit de 350 m ³ /s	80
Figure 4-34: Modèle hydrodynamique étalonné à 850 m ³ /s comparé aux niveaux mesurés	81

Figure 4-35: Modèle hydrodynamique étalonné à 554 m ³ /s comparé aux niveaux mesurés	82
Figure 4-36: Modèle hydrodynamique étalonné à 350 m ³ /s comparé aux niveaux mesurés	83
Figure 4-37: Modèle hydrodynamique étalonné à 250 m ³ /s comparé aux niveaux mesurés	84
Figure 4-38: Modèle hydrodynamique étalonné à 150 m ³ /s comparé aux niveaux mesurés	85
Figure 5-1: Exemple de relation entre l'APU et le débit d'un cours d'eau pour la détermination d'un débit réservé	87
Figure 5-2: Disponibilité d'habitat pour le barbeau adulte	88
Figure 5-3: Disponibilité d'habitat pour le gardon adulte	88
Figure 5-4: Répartition spatiale des habitats du barbeau adulte pour différents débits	90
Figure 5-5: Répartition spatiale des habitats du gardon adulte pour différents débits	91
Figure A-6: vitesses d'écoulement, profondeurs et de l'habitat disponible pour le barbeau et gardon adulte pour le débit du Rhône de 150 m ³ /s.....	108
Figure A-7: vitesses d'écoulement, profondeurs et de l'habitat disponible pour le barbeau et gardon adulte pour le débit du Rhône de 250 m ³ /s.....	109
Figure A-8: vitesses d'écoulement, profondeurs et de l'habitat disponible pour le barbeau et gardon adulte pour le débit du Rhône de 300 m ³ /s.....	110
Figure A-9: vitesses d'écoulement, profondeurs et de l'habitat disponible pour le barbeau et gardon adulte pour le débit du Rhône de 350 m ³ /s.....	111
Figure A-10: vitesses d'écoulement, profondeurs et de l'habitat disponible pour le barbeau et gardon adulte pour le débit du Rhône de 554 m ³ /s.....	112
Figure A-11: vitesses d'écoulement, profondeurs et de l'habitat disponible pour le barbeau et gardon adulte pour le débit du Rhône de 850 m ³ /s.....	113

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

U	Première composante de la vitesse dans l'équation de Saint-Venant.
V	Seconde composante de la vitesse dans l'équation de Saint-Venant.
h	Profondeur d'eau (m).
ν_e	Coefficient de diffusion de vitesse, incluant la dispersion et la turbulence. (m ² /s).
g	Accélération de la pesanteur (m/s ²).
t	Temps.
Z	Élévation de la surface libre (m).
F_x	Terme source de l'équation de quantité de mouvement en u .
F_y	Terme source de l'équation de quantité de mouvement en v .
n	Coefficient de Manning.
Q	Débit (m ³ /s).
APU	Aire pondérée utile (m ²).
IHp	Indice d'habitat pour la variable abiotique profondeur.
IHv	Indice d'habitat pour la variable abiotique vitesse.
IHs	Indice d'habitat pour la variable abiotique substrat.

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE 1 : FIGURES.....	107
ANNEXE 2 : PHOTOS.....	114

INTRODUCTION

Au Canada, la majorité des projets impliquant l'exploitation de ressources hydriques ou des interventions en milieu hydrique font l'objet d'analyses visant à caractériser la quantité et la qualité d'habitat disponible pour le déroulement des phases du cycle vital des espèces piscicoles qui colonisent le secteur visé par les activités projetées. La profondeur et la vitesse d'écoulement constituant, avec le substrat, des paramètres d'influence de la qualité d'habitat pour plusieurs espèces de poissons (Bovee et Milhous, 1978; Souchon *et al.* 1998; Rice *et al.* 2010), la prévision de l'habitat disponible au cours de la phase de construction ou après la mise en œuvre d'un projet implique généralement le recours à la simulation numérique des conditions d'écoulement. Une des difficultés inhérentes à l'application de cette approche réside dans l'étalonnage des modèles numériques d'écoulement. En effet, les praticiens sont fréquemment confrontés à procéder à l'étalonnage des modèles numériques d'écoulement à partir de relevés effectués à des débits significativement plus élevés que ceux caractérisant la plage du régime de débits réservés envisagée. Or, il est généralement prescrit de maintenir des débits obtenus à partir de simulations dont un coefficient de rugosité correspondant à un scénario différent est assigné. Le questionnement sur la représentativité des résultats de disponibilité d'habitat obtenus à partir d'un modèle étalonné à des débits plus élevés que le débit jugé écologique sur un cours d'eau intervenu devient alors un sujet d'intérêt tant pour les analystes gouvernementaux comme pour les disciplines impliquées dans des projets sur lesquelles une modification du régime hydrologiques est prévue.

Le présent travail de recherche vise à évaluer l'influence des incertitudes sur le coefficient de frottement dans le cadre de simulations numériques de la disponibilité d'habitat du poisson. La mise en œuvre de l'approche méthodologique proposée a été appliquée dans un tronçon du Rhône en France. La démarche vise à apprécier la robustesse des résultats de simulations numériques de la disponibilité d'habitat pour différentes espèces piscicoles

caractérisées par des besoins distincts en termes d'habitat en relation à une incertitude sur la valeur des coefficients de rugosité applicables.

Le présent mémoire contient un chapitre portant sur le contexte de cette recherche, suivi d'un chapitre de revue de la littérature scientifique concernant au sujet d'étude. Le chapitre 3 s'articule autour de la description méthodologique appliquée dans le cadre de ce travail. Pour sa part, le chapitre 4 présente les résultats obtenus alors que le chapitre 5 porte sur une discussion face aux résultats et la problématique de ladite étude.

CHAPITRE 1 CONTEXTE ET OBJECTIF

L'utilisation des ressources hydriques présente différents défis pour minimiser les conflits d'usage et la protection des écosystèmes aquatiques constituant fréquemment un enjeu de premier plan à cet égard. Depuis quelques décennies, des techniques de simulation numérique ont été largement appliquées pour évaluer la disponibilité d'habitat du poisson dans les cours d'eau où une modification du régime hydrologique était projetée, principalement pour établir les régimes de débits réservés à maintenir. Dans ce contexte, des simulations hydrodynamiques en régime permanent sont généralement réalisées, dont les résultats sont interprétés à partir de modèles d'habitat, lesquels permettent d'associer un indice de qualité en fonction de la vitesse et de la profondeur d'écoulement qui constituent des facteurs déterminants de la sélection par le poisson de ses habitats. Une relation entre la disponibilité de l'habitat et le débit pour la gamme pertinente de conditions hydrologiques est ensuite établie.

La présente étude prend avantage des données acquises dans le cadre d'un programme de recherche initié suite à la réalisation d'un suivi visant à évaluer les conséquences de rejets d'eau chaude sur les écosystèmes du Rhône au droit de la centrale nucléaire du Bugey. Après plus de 20 ans de suivi de l'influence du rejet d'eau réchauffée sur la structure des communautés piscicoles dans le secteur en question, un comité scientifique a clairement recommandé de prendre en compte simultanément la variabilité spatio-temporelle des conditions de débit, d'habitat et de température pour étudier la variabilité de la structure des communautés qui colonisent le secteur (poissons, invertébrés, plantes; Carrel et *al.*, 2006). Il ressort de ces recommandations que la connaissance des réponses des poissons aux fluctuations de débit constitue une question d'intérêt fondamentale.

Le régime hydrologique qui caractérise le Rhône au droit de la centrale nucléaire de Bugey fait l'objet d'une régularisation à des fins de production hydroélectrique de pointe.

Il en résulte des fluctuations significatives du débit sur des laps de temps intra-journalier. Le débit peut y fluctuer entre 150 m³/s à 800 m³/s, dans une même journée. Ces fluctuations brusques de débit se déclinent localement, en des variations importantes des conditions d'habitat du poisson. La prise en compte de ces variations s'avère cruciale pour comprendre la dynamique de la structure des communautés piscicoles.

Une approche de simulations numériques des conditions d'écoulement a été retenue dans le cadre du projet de recherche susmentionné. Au niveau de la mise en œuvre des outils de simulation des écoulements, il convient de s'assurer que les outils appliqués puissent schématiser adéquatement les conditions d'écoulement susceptibles de prévaloir localement au sein du tronçon à l'étude, et ce, dans la gamme complète des conditions hydrologiques susceptibles de survenir. A cet égard, une importance particulière a été portée à l'étalonnage et à la validation du modèle hydrodynamique.

Afin de disposer de l'ensemble des données nécessaires pour caractériser les conditions d'écoulement dans la gamme complète des débits à l'intérieur de laquelle le Rhône peut fluctuer le long du tronçon d'étude, un programme exhaustif de campagnes de mesures des niveaux d'eau en fonction du débit a été réalisé. De plus, des relevés de répartition transversale des vitesses ont été effectués à différents débits. Par ailleurs, une emphase a été portée à la caractérisation de la bathymétrie et la configuration des berges.

Un tel ensemble de données présente une opportunité indéniable pour analyser la robustesse des résultats des simulations de disponibilité de l'habitat du poisson, par rapport à une éventuelle erreur dans l'attribution des coefficients de rugosité au sein d'un tronçon d'étude, situation fréquemment questionnée dans le cadre des projets impliquant une modification du régime hydrologique. En effet, les praticiens sont régulièrement contraints d'étalonner et valider les modèles d'écoulement utilisés pour simuler la

disponibilité d'habitat à partir de mesures de niveaux d'eau associés à un ou des débits significativement plus élevés que ceux envisagés comme débits réservés écologiques. Il s'agit notamment d'un questionnaire qui a été adressé par les analystes gouvernementaux dans le cadre de l'étude d'impact sur l'environnement du projet de la centrale de l'Eastmain et la dérivation Rupert.

Même si l'application d'une approche d'analyse de sensibilité peut être envisagée pour apprécier la robustesse des résultats des simulations, les données disponibles présentent l'avantage de quantifier directement l'influence de l'incertitude des coefficients de rugosité sur les résultats des simulations de disponibilité d'habitat sur un cours d'eau réel.

L'objectif du présent travail de recherche vise donc à évaluer l'influence des incertitudes du coefficient de frottement sur la robustesse des résultats des simulations numériques de la disponibilité d'habitat du poisson.

Une revue de la littérature scientifique disponible sur les aspects liés à l'altération du régime naturel de l'écoulement et la simulation de la disponibilité de l'habitat du poisson, est décrite au prochain chapitre.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

Compte tenu de la nature du projet, une revue de littérature a été principalement réalisée sur:

- l'altération du régime naturel de l'écoulement,
- la simulation de l'habitat du poisson et
- l'approche de simulation des écoulements appliquée dans le cadre de simulations numériques des conditions d'habitat du poisson.

2.1 Altération du régime naturel de l'écoulement

Les recherches relatives aux effets liés à la modification des régimes hydrologiques des cours d'eau remontent à plusieurs années. Les études qui y sont associées ont mis en évidence des répercussions sur le milieu aquatique, tant dans la diversité que l'abondance des espèces indigènes de poissons et d'invertébrés.

Souchon *et al.*, (1989), font référence à Léger (1909) et (1945), en France, lequel a centré ses études de recherche sur l'estimation de la valeur nutritionnelle d'un cours d'eau pour en déduire ses potentialités piscicoles. Cette approche s'avère différente de celle élaborée beaucoup plus tard aux États-Unis, laquelle s'orientait davantage à répondre à la nécessité de déterminer les valeurs de débit réservé à l'aval des aménagements hydroélectriques.

L'intensité et la fréquence des débits constituent des composantes essentielles à la détermination de la qualité et de l'état de l'écosystème des rivières (Petts, 2009). Power *et al.*, (1995) et Resh *et al.*, (1998), ont décrit l'importance du débit sur les processus géomorphologiques, physiques, chimiques et biologiques des écosystèmes. Ceux-ci ont défini le débit comme une variable fondamentale qui conditionne la distribution et la quantité des espèces d'une rivière et régularise son intégrité écologique.

L'altération des écoulements d'une rivière est fréquemment liée à une modification de l'intensité et de la fréquence des débits extrêmes. Cushman (1985) mentionne que les variations de débit, suite à la mise en exploitation d'aménagements hydroélectriques, provoquent des effets sur des organismes transportés lors des décharges maximales ou bien isolent ces derniers dans des zones exondées lors de décharges minimales. Croze et Larinier (2007), mentionnent l'impact sur la migration du saumon que ces ouvrages provoquent. Gehrke *et al.*, (1995), indiquent dans leur publication que la modification du régime hydrologique créée pour ces aménagement peut favoriser la prolifération des espèces capables de supporter ces conditions en déplaçant des espèces indigènes. Bellavance et Brisson (2010) ont publié des études sur le changement des espèces végétales des zones humides d'Amérique du Nord dû aux activités humaines et à la prolifération des espèces exotiques. Scheidegger et Bain (1995) mentionnent que l'altération d'écoulement naturel d'une rivière peut briser le cycle vital de certaines espèces aquatiques. Pour leur part, Reiser *et al.*, (1989) remarquent que cette altération peut entraîner la modification de la structure du substrat. Wofshhaar *et al.*, (2010) ont indiqué que les variations dans le niveau d'eau et le débit peuvent exercer un fort contrôle sur la fraie et le repeuplement subséquent des poissons.

Par ailleurs, la littérature soutient que la modification de la durée de l'écoulement peut provoquer des conséquences sur l'intégrité biologique d'un cours d'eau. À ce sujet, Cushman (1985) réfère à l'élargissement des périodes à faible débit en tant que facteur diminutif de l'habitat disponible et vecteur d'augmentation de la concentration des organismes aquatiques. Taylor (1982) mentionne que cet élargissement réduit l'abri proportionné par la couverture végétale. Kondolf et Curry (1986) avancent qu'une période plus longue à faible débit rompt la connexion entre l'écoulement et les rives, provoquant un stress physiologique dans la croissance de la végétation ayant pour effet de stimuler des changements morphologiques. À l'opposé, l'augmentation des périodes à forts débits peut

modifier la composition de la forêt riveraine, et éliminer des zones d'habitat d'eaux vives pour le poisson tel qu'exposé par Bogan (1993).

La perte des débits extrêmes élimine ce qui constitue des signaux environnementaux pour le poisson dans le déroulement de son cycle de vie. Plusieurs travaux scientifiques ont porté sur ce sujet. L'article de Fash et Bestgen (1997), décrit l'importance de ces signaux et suggère que leur élimination nuit à la fraie. Naesje *et al.*, (1995), signalent l'impact négatif des pertes de débits extrêmes sur l'incubation. Enfin, Williams (1996), Rivinoja *et al.*, (2001), Thorstad *et al.*, (2003a, 2005b), Scruton *et al.*, (2007) ont décrit les effets sur la migration des poissons.

La régularisation d'écoulement est susceptible de modifier les caractéristiques physiques et chimiques des eaux. Camargo et Garcia (1990), ont mis en évidence des altérations dans le régime des températures, la concentration d'oxygène et le pH des rivières aux régimes hydrologiques régularisés. Bravard et Petts (1993), Girard et Elie (2007), Angilletta *et al.*, (2008) ont étudié ces modifications sur les réservoirs d'une retenue. Du point de vue géomorphologique, la régularisation d'écoulement cause des processus d'érosion et de sédimentation, lesquels sont susceptibles de déclencher des ajustements géomorphologiques amenant des conséquences négatives sur les communautés de poissons et d'invertébrés, ainsi que sur la végétation des rives. Hill *et al.*, (1991), de même que Ligon *et al.*, (1995) soulignent le besoin d'intégrer des aspects géomorphologiques dans l'évaluation de projets de régularisation des rivières.

Jutila *et al.*, (2006), Carlson et Seamons (2008) et Jutila et Jokikokko (2008) ont exposé que, dans les cas du saumon atlantique, les adaptations locales des populations sont reconnues comme étant importantes pour la survie de plusieurs stades de développement de l'espèce. Angilletta *et al.*, (2008) ont précisé que les modifications dans le régime

hydrologique d'un cours d'eau provoquées par la régulation de l'écoulement dans une rivière dû à la construction d'un ouvrage de retenue, par exemple, exercent une pression d'adaptation importante sur les différents phénotypes d'une espèce. Plus récemment, Moir et Pasternack (2010) ont conclu que le saumon chinook s'adapte aux conditions hydrauliques et sédimentaires.

Dans un contexte de croissante régulation et d'exploitation des ressources hydriques, plusieurs auteurs mentionnent la nécessité de trouver une solution compatible entre l'exploitation des ressources hydriques et le maintien des principales fonctions et caractéristiques de l'écosystème aquatique. C'est dans cette optique que le terme débit écologique ou débit réservé tire sa source en référence à un régime de débit susceptible de concilier l'utilisation des ressources hydriques et l'intégrité des milieux aquatique et riverain.

2.2 Simulation de la disponibilité d'habitat de poisson

Les techniques de modélisation de l'habitat du poisson ont été et continuent d'être appliquées pour caractériser la disponibilité de l'habitat du poisson. Depuis quelques décennies, cette modélisation est effectuée en simulant numériquement la disponibilité d'habitat des poissons en appliquant des méthodes qui couplent des modèles biologiques avec les sorties provenant de la modélisation numérique d'écoulement (Bovee et Milhous, 1978, Bovee, 1982).

L'exploitation croissante des ressources hydriques a amené, à partir des années 1960, à établir des règlements pour encadrer le maintien de débits minimum à préserver dans les cours d'eau régularisés. De cette façon, de nombreuses méthodes ont été développées pour estimer le débit minimal dans une rivière régularisée ou pour évaluer l'état de l'écosystème. À ce sujet, plusieurs chercheurs ont publié des recompilations des méthodes

développées et utilisées dans le temps, Wesche et Richard (1980), Morhardt (1986), Jowett (1997).

Trois grandes approches de détermination de débits réservés sont généralement appliquées (Jowett 1997, Petts 2009). Il s'agit des approches hydrologiques lesquelles définissent le débit à maintenir en fonction des caractéristiques des apports hydrologiques naturels, des approches hydrauliques où des composants géométriques de la rivière constituent la base de l'estimation du débit à conserver, ainsi que des approches de simulation de disponibilité des habitats (également désignées méthodes des micro-habitats) qui prennent en compte les conditions biologiques et les conditions abiotiques recherchées pour une espèce donnée.

De ces différentes méthodes, seule la simulation des conditions d'habitat mène à la détermination de la répartition spatiale d'habitat des espèces ciblées vis-à-vis les perturbations des conditions hydrologiques dans un tronçon de rivière. En effet, la méthode hydrologique, ayant pour fondement qu'un écosystème aquatique d'une rivière est fonction du régime hydrologique d'un cours d'eau à travers le temps, amène une gestion des débits orientée vers le maintien des conditions d'eau observées antérieurement. Dans la littérature, la méthode de Tennant (1976) « *Instream flow regimes for fish* » est souvent citée. Cette méthode utilise des séries historiques de débits et, selon le niveau de qualité d'habitat recherché, recommande des pourcentages entre 10% à 60% du débit moyen, dont 10% du débit moyen représente une protection minimale. Jowett (1997) considère que les relations entre le débit et l'état de l'écosystème ne sont pas bien établies dans la plupart des cas. Par ailleurs, les méthodes hydrauliques permettent la détermination du débit réservé à maintenir sur la base de la comparaison de métriques telles qu'une relation entre la quantité d'habitats disponibles et le débit sur un tronçon d'un cours d'eau donné en se basant sur une ou plusieurs variables physiques du tronçon à l'étude, tels que le périmètre mouillé ou la largeur au miroir, alors que la profondeur

d'eau, la vitesse et la réponse écologique des espèces dépendent de la géométrie de la section d'écoulement.

Dans l'optique d'établir l'effet des fluctuations rapides de débits du tronçon à l'étude sur les communautés piscicoles, le choix de la méthode de micro-habitats est largement justifié dans la littérature consacrée à ce domaine.

2.3 Répartition spatiale des habitats

Actuellement la méthode de simulation des conditions d'habitat plus fréquemment appliquée pour déterminer des débits réservés écologiques est l'*Instream Flow Incremental Methodology*, (IFIM), développée et publiée par Bovee et Milhous (1978). Cette approche a été promulguée comme une technique standard pour évaluer l'effet d'une variation de débit sur l'habitat du poisson (Souchon *et al.*, 1989, Pouilly *et al.*, 1995). La modélisation de l'habitat se réalise dans la composante PHABSIM (Physical Habitat Simulation system, Bovee 1982) où sont inclus des modèles hydrauliques de simulations des écoulements, couplés avec des modèles d'habitat du poisson. Cette méthode a été la première approche systématique dans l'évaluation de la disponibilité d'habitat du poisson face à l'altération de son milieu naturel, et de cette dernière dérivent nombreux modèles développés au cours des années (Booker et Acreman 2007).

Petts (2009) a réalisé une révision des progrès au cours des 30 dernières années depuis l'introduction de la méthode *Instream Flow Incremental Methodology*. Il décrit PHABSIM comme l'élément central ayant eu un impact global, en internationalisant le concept de débit réservé écologique ainsi qu'en réalisant la promotion d'une nouvelle science, l'écohydraulique.

En effet, les approches les plus répandues et les plus performantes sont fondées sur la démarche IFIM, aussi dénommée méthode des microhabitats (Pouilly et Souchon 1995, Booker et Acreman 2007, Petts 2009). Wesche et Rechart (1980) l'ont considérée comme la méthode la plus diffusée. Souchon *et al.*, (1989), la définissent comme une méthode qui cherche à cerner les besoins de différentes espèces de poissons en terme d'espace et à calculer, pour chaque cours d'eau étudié, l'évolution de sa capacité d'accueil physique par rapport à ces espèces.

La méthode de micro-habitats, décrite par de nombreux auteurs comme une approche consistant à coupler un modèle biologique qu'interprètent les relations entre la présence ou la densité relative d'une espèce de poisson avec un modèle hydraulique qui calcule les variables physiques caractéristiques de son habitat. Alors, il est possible d'exprimer pour un débit déterminé la disponibilité d'habitat physique d'une partie de cours d'eau en fonction des préférences d'une espèce de poisson sous la forme d'une aire pondérée utile (Souchon *et al.*, 1989). Au Québec, la technique de modélisation des micro-habitats ou *Instream Flow Incremental Methodology* est recommandée par les ministères Faune et Parcs Québec et de l'Environnement (Politique des débits réservés, 1999), car elle permet d'établir pour une espèce présente dans un tronçon donné une relation fiable et détaillée entre la quantité et la qualité d'habitats disponibles et le débit du cours d'eau.

Les critiques à cette approche portent sur une déficience dans les connaissances biologiques des espèces (Orth, 1996). Souchon *et al.*, (1989) expliquent qu'une bonne part des critiques adressées à l'égard de cette méthode est liée à une volonté détractrice trop systématique. Dunbar et Acreman (2001) indiquent que nonobstant les critiques, cette approche est appliquée à travers le monde. La méthode présente un intérêt indéniable qui s'est traduit par de nombreux travaux consacrés au sujet et également par de multiples controverses dans des revues ou congrès internationaux (Mathur *et al.*, 1985,

Mathur 1986, Orth 1987, Scott et Shirvell 1987, Petts 2009, Lencaster et Downes 2010, Lamouroux *et al.*, 2010, Rice *et al.*, 2010).

En relation à la contribution de l'écologie et de l'hydraulique dans l'écohydraulique, Rice *et al.*, (2010) résumant, dans le cadre d'une rencontre nationale de British Hydrological Society tenue à l'Université de Loughborough (Royaume Uni), les avancements qui prennent cette discipline dans le monde scientifique. Ils expriment qu'actuellement la gestion des rivières est correctement évaluée non seulement en termes d'efficacité technique, mais aussi par la mesure dans laquelle les interventions sont effectuées de façon durable et en travaillant en harmonie avec les milieux naturels, accueillant par exemple, les besoins en habitat de la faune et de la flore. Ils ajoutent que la recherche interdisciplinaire est largement reconnue et nécessite une collaboration efficace entre les géomorphologues, les écologistes et les ingénieurs. De même, il a été mentionné la nécessité d'un dialogue interdisciplinaire pour identifier et définir une valeur aux questions et méthodes acceptées dans une discipline émergente que peut apporter une contribution significative à la compréhension et la gestion future des écosystèmes riverains (Rice *et al.*, 2010).

Par ailleurs, Petts (2009) fait rappel que l'écohydraulique dans sa forme courante tire son origine du développement des méthodes d'évaluation d'habitat aquatique, caractérisées à partir de la création du Instream Flow Incremental Methodology et d'approches similaires, lesquels fondent ces recherches sur les débits écologiques. Au cours de ladite rencontre du British Hydrological Society, Nikora (2010) fournit un cadre théorique pour la recherche qui se concentre sur l'hydrodynamique des écosystèmes aquatiques. Ceci fournit un contexte pour un nombre croissant de recherches menées sous le concept de l'écohydraulique, l'hydrodynamique, la biomécanique et la mécanique des fluides. Le document souligne l'importance des interactions physiques entre les débits et les organismes individuels (Rice *et al.*, 2010).

Roy *et al.* (2010) ont étudié la relation entre les variables abiotiques des modèles de l'habitat du poisson (profondeur, vitesse, substrat et turbulence) et leur variabilité à différentes échelles spatiales adéquates aux poissons. Moir et Pasternack (2010) évaluent les caractéristiques sédimentaires et hydrauliques des macro-habitats utilisées par le saumon Chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*) pour la fraie en relation avec leur disponibilité. Les résultats indiquent que, contrairement aux définitions traditionnelles des variables d'habitat physique approprié, les conditions de fraie sont « élastiques », les relevés indiquant que le poisson a utilisé un substrat grossier dans le cas de vitesses plus élevées. Les résultats démontrent l'importance d'inclure les connaissances biologiques et leur interrelation entre les variables physiques et les réponses des organismes.

Van de Wofshhaar *et al.*, (2010) a entrepris, pour deux zones de retenues de la rivière Waal (Pays-Bas), la modélisation de la disponibilité de l'habitat pour la fraie de quatre espèces de taxons. Un modèle hydrodynamique en deux dimensions et des données détaillées sur le terrain ont servi à quantifier l'habitat de fraie approprié sur une période de trois ans; ce modèle a été comparé avec les données de repeuplement du poisson pour les mêmes années et les mêmes sites. Les résultats indiquent que les conditions hydrologiques et hydrauliques optimales diffèrent largement pour les espèces considérées, et les variations dans le niveau d'eau et le débit peuvent exercer un fort contrôle sur la fraie et le repeuplement subséquent du poisson.

2.4 Approche de simulation des écoulements dans le cadre des simulations de conditions d'habitats

Dans les dernières décennies, la modélisation numérique s'est imposée comme un outil essentiel en génie hydraulique grâce aux progrès informatiques sous l'effet du développement d'ordinateurs plus puissants en mémoire et rapidité, ainsi que par

l'avènement de nouvelles méthodes de calcul. Dans un premier temps, la modélisation des écoulements dans le cadre de la simulation de la disponibilité d'habitat a été réalisée en utilisant le modèle PHABSIM (Milhous, 1990) développé pour le River Systems Management du Midcontinent Ecological Science Center (USGS). Cet outil est encore utilisé et des nombreux modèles basés sur leur concept ont été développés à travers le monde (Booker et Acreman 2007). Parmi les modèles unidimensionnels disponibles on peut mentionner RHYHABSIM (River Hydraulic and habitat simulations) développé par Jowwet (1989) en Nouvelle-Zélande, EVHA (Évaluation d'habitat) par Ginot en France (1995) et CASIMIR développé en Allemagne (Jorde 1996 ; Eisner *et al.*, 2005).

L'application du concept PHABSIM sur une approche bidimensionnelle est possible en utilisant les résultats des simulations hydrodynamiques 2D de plusieurs logiciels tels que SIIM (Olsen et Alfredsen, 1996), RSS (Killingtviert and Harby, 1994), CASIMIR avec son module FHABIM, MIKE21 (DHI water and environment, 2004) et AQUADYN (Boudreau *et al.*, 2004). De même, sont aussi disponibles les modèles numériques River2D (Steffler, P. and Blackburn, J. 2002) et MIKE3, lesquels peuvent réaliser simultanément des simulations hydrodynamiques en 2D et 3D avec une simulation d'habitat de poisson.

De même le modèle hydrodynamique Telemac-2D, développé par le Laboratoire national d'hydraulique et d'environnement d'Électricité de France est utilisé dans la simulation des écoulements et de disponibilité de l'habitat. Ce logiciel, largement éprouvé, a servi à diverses conditions d'écoulement et fait l'objet de nombreux essais de validation (Cooper 1996, Faure *et al.*, 2003). L'utilisation de cet outil et de ses résultats ont montré une excellente adéquation aux observations (Bates *et al.*, 1995; Lloyd *et al.*, 1997; Hervouet 2003; Faure *et al.*, 2003). De plus, le logiciel présente une souplesse importante au niveau de la possibilité d'introduire les codes de calcul dans des fonctions programmées et ce, en

langage Fortran. Cette caractéristique permet donc aux usagers d'intégrer des fonctions selon leurs besoins.

La modélisation bidimensionnelle des micro-habitats, basée sur la méthode IFIM, a été appliquée aux espèces de poissons établies tant dans des cours d'eau relativement petits (Leclerc *et al.*, 1995, Bovee 1996, Morin *et al.*, 2005), ainsi que dans de grandes rivières (Mingelbier et Morin 2005, Morin *et al.*, 2005, Leclerc *et al.*, 2003).

L'application des modèles hydrodynamiques des écoulements dans un tronçon de rivière exige des efforts considérables pour recueillir l'ensemble des données requises à leur mise en œuvre. Il s'agit notamment de données de caractérisation de la topographie du lit et de mesures précises de la vitesse des courants et des profondeurs d'eau le long d'un certain nombre de sections géoréférencées (Lamoureux et Jowett 2005). Ces modèles exigent également un étalonnage et une validation. L'incidence des incertitudes liées à l'attribution des coefficients de rugosité sur les résultats de simulation d'habitat est fréquemment questionnée dans le cadre de projets impliquant une modification du régime hydrologique. En effet, les praticiens sont régulièrement contraints d'étalonner leurs modèles numériques à partir de mesures de conditions d'écoulements relevées à partir de débits significativement plus élevés que ceux envisagés à maintenir à titre de débits réservés. Dans le cadre du projet de la centrale Eastmain et la dérivation Rupert, des simulations d'habitat du poisson et la détermination d'un régime de débits réservés écologiques (GENIVAR 2004) ont été réalisées en appliquant une approche bidimensionnelle des modèles d'habitat de reproduction du poisson dans l'optique de précaution et d'appui scientifique visant la conservation de l'habitat de reproduction (INRS-ETE 2004). Pendant le processus d'évaluation d'impact du projet susmentionné, l'effet d'une erreur et les conséquences associées à l'interprétation des résultats des simulations d'habitat en condition des débits réservés obtenus à partir des modèles étalonnés à débits plus élevés, ont été amplement discutés.

Des études consacrées à l'évaluation de l'influence des incertitudes sur le coefficient de frottement sur les résultats des simulations numériques de la disponibilité d'habitat ne sont pas courant dans la littérature. Les efforts de validations, dans le cadre des études de simulations de disponibilité d'habitat ont principalement porté sur la validation des modèles d'habitat (Guay *et al.*, 2000, Boudreau *et al.*, 1996)

CHAPITRE 3 ASPECTS MÉTHODOLOGIQUES

3.1 DESCRIPTION DU TRONÇON À L'ÉTUDE

Le tronçon à l'étude est situé au milieu du plus long tronçon du Rhône français non dérivé par une installation hydroélectrique. Il s'étend sur 3,5 kilomètres entre le point kilométrique 47 à l'amont, et le point kilométrique 43,5 à l'aval. La largeur du lit mineur le long du tronçon à l'étude est d'environ 140 mètres. Il comprend la prise d'eau de la centrale nucléaire du Bugey et deux rejets des eaux de refroidissement de la centrale nucléaire. (Figure3-1).



Figure 3-1: Tronçon à l'étude

3.1.1 Régime hydrologique

Le régime hydrologique du tronçon à l'étude est principalement caractérisé par une régularisation à des fins de production hydroélectrique de pointe. Par ailleurs, une faible portion du débit est exploitée aux fins du refroidissement des réacteurs de la centrale nucléaire de production électrique Bugey. Les débits du Rhône sont essentiellement régularisés par les barrages Verbois, en Suisse, et Génissiat en France, situés en amont

du tronçon. Cette régularisation résulte en des débits fluctuant entre 160 m³/s et 742 m³/s 90 % du temps. Le débit module est de l'ordre de 470 m³/s (<http://www.rdbrmc.com>; à Lagnieu). Les variations du débit sont observées sur de courts laps de temps, (quelques heures à quelques jours), sous l'effet de variations imposées à la frontière suisse et au droit des retenues gérées par la Compagnie Nationale du Rhône (CNR). Les figures suivantes illustrent cette fluctuation.

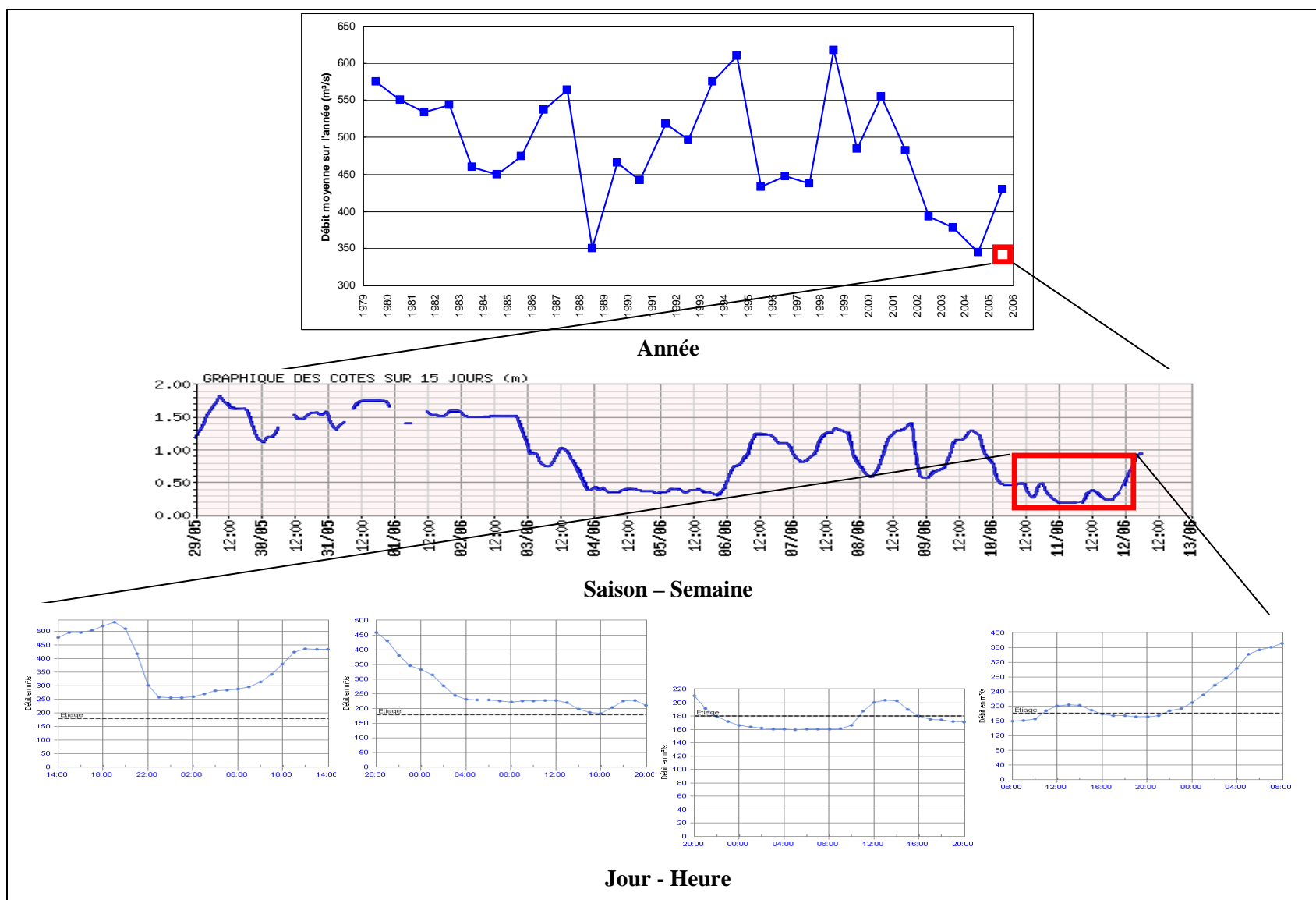


Figure 3-2: Régime hydrologique le long du tronçon à l'étude, hydrogrammes présentés à différentes échelles temporelles.

3.1.2 Caractérisation du substrat

La caractérisation des conditions de substrat prévalant dans le tronçon à l'étude a été établie à partir d'une cartographie de la répartition spatiale du substrat au sein du tronçon à l'étude. Cette cartographie a été élaborée en se basant sur des données acquises à partir d'observations directes ainsi qu'à partir d'analyse de photos aériennes prises à très bas débit en hiver.

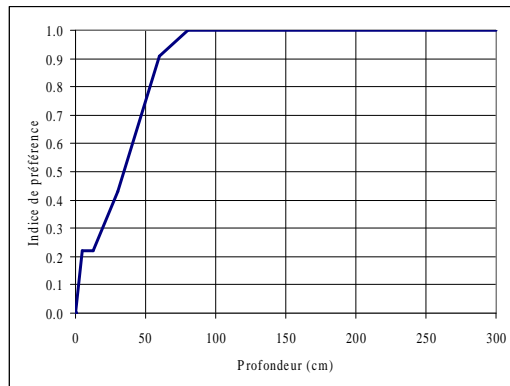
3.1.3 Espèces piscicoles présentes

Les espèces colonisant le tronçon du Rhône étudié sont le spirilin, le chevaine, le brème bordelière, l'ablette, le hotu, la vandoise, le gardon et le barbeau. Ces espèces et sa évolution à été influencé par la construction et l'opération des aménagements du Haut-Rhône.

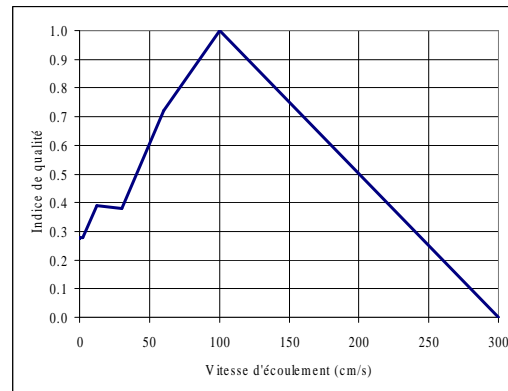
Dans le cadre de cette étude, les espèces ayant des préférences d'habitat distinctes ont été choisies. Dont, l'analyse de l'influence éventuelle d'une incertitude due à l'attribution d'un coefficient de rugosité sur les résultats de la simulation de l'habitat a été évaluée pour le barbeau et le gardon.

Des courbes de préférences pour les variables abiotiques profondeur, vitesse et substrat sont disponibles pour ces deux espèces. Ces courbes ont été définies dans le cadre de l'étude des préférences d'habitat du poisson dans les grands cours d'eau du sud de la France par Lamouroux *et al.*, 1999, à partir de campagnes d'échantillonnage effectuées entre autres dans le Rhône. Les figures suivantes illustrent les préférences des espèces choisies dans le cadre de cette étude, représentées par des courbes de l'indice de préférence en fonction des variables abiotiques profondeur, vitesse et substrat.

Profondeur d'eau



Vitesse d'écoulement



Substrat

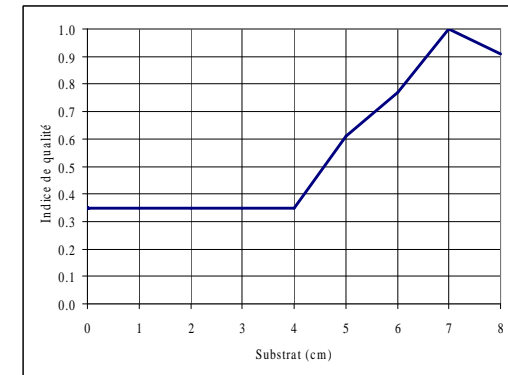


Figure 3-3: Courbes de préférences du barbeau

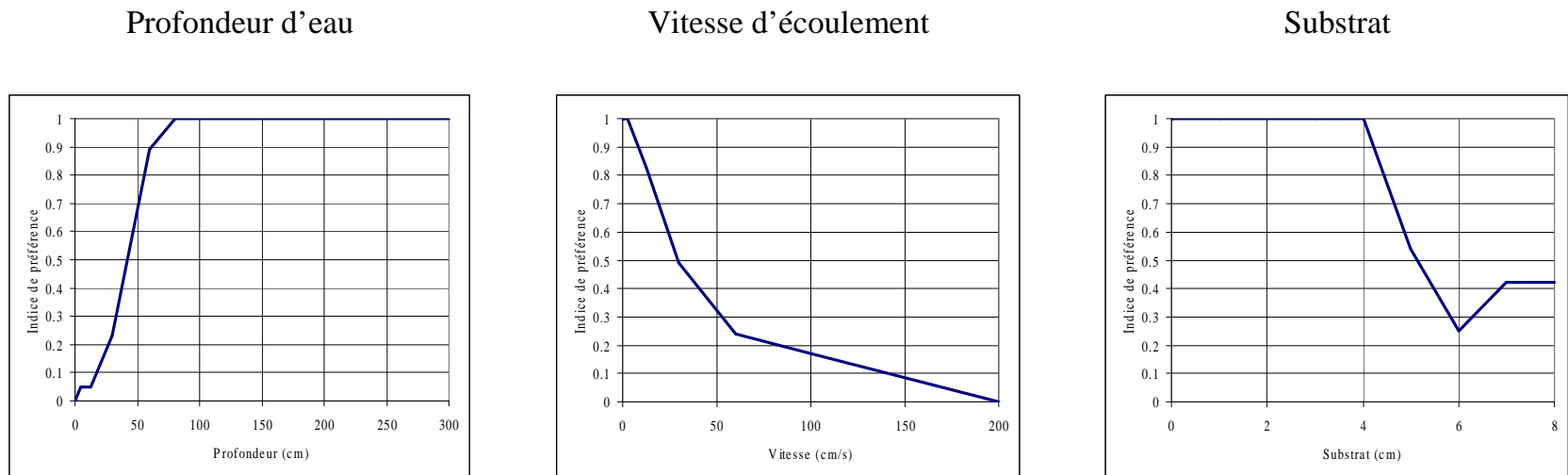


Figure 3-4: Courbes de préférences du gardon

3.2 APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE

L'objectif tel qu'évoqué dans le contexte du présent mémoire, vise à évaluer l'influence des incertitudes sur le coefficient de frottement dans le cadre des simulations numériques de la disponibilité d'habitat du poisson. L'approche méthodologique appliquée pour apprécier la robustesse des résultats des simulations d'habitat, consiste à procéder à un étalonnage du modèle numérique d'écoulement pour les différents débits pour lesquels des mesures hydrodynamiques ont été acquises. Ces mesures ont été réalisées dans une gamme relativement large par rapport aux conditions hydrologiques susceptibles de prévaloir le long du tronçon à l'étude. Par la suite et dans l'optique d'apprécier la sensibilité des résultats des simulations hydrodynamiques en fonction des coefficients de rugosité attribués localement le long du tronçon à l'étude, des simulations hydrodynamiques, puis de disponibilité d'habitat, seront réalisées pour chaque combinaison de coefficients de rugosité obtenus au terme des étalonnages effectués pour chaque débit. Enfin, la comparaison et l'interprétation des résultats sous la forme de variation de la disponibilité des habitats du poisson en fonction du débit (courbe d'aire pondérée utile) et de la répartition spatiale des indices de qualité d'habitat, complètent la stratégie appliquée.

3.2.1 Choix d'une schématisation des écoulements

Le recours à la simulation numérique pour caractériser les écoulements en mode prévision est une approche incontournable pour l'hydraulicien. Au niveau de la mise en œuvre des outils de simulation numérique d'écoulement, il convient de s'assurer que les outils disponibles puissent représenter adéquatement les conditions hydrodynamiques susceptibles de prévaloir au sein du tronçon à l'étude. Une schématisation bidimensionnelle s'avère la plus appropriée pour caractériser les conditions abiotiques qui prévalent au sein du tronçon du Rhône à l'étude. Le choix d'une modélisation

hydrodynamique en deux dimensions a été effectué en considérant des aspects méthodologiques et l'objectif d'effectuer une simulation de disponibilité d'habitat du poisson, selon la configuration et les caractéristiques du tronçon à l'étude. Les simulations de disponibilité d'habitat sont réalisées en utilisant des modèles de préférence de l'habitat, généralement décrits en termes de profondeur d'eau et des vitesses moyennes dans la colonne d'eau. Dans le cadre de l'étude du Rhône, il est nécessaire de disposer d'une description de la répartition spatiale des conditions abiotiques qui permet d'étudier le comportement des poissons. Une approche unidimensionnelle n'aurait pas permis représenter le comportement d'un poisson, car les poissons peuvent se déplacer tant latéralement que longitudinalement par rapport au cours d'eau, et une approche de modélisation en trois dimensions n'aurait pas, dans le contexte du projet, apporté davantage d'information, étant donnée que les modèles de préférence d'habitat sont définis en fonction de vitesses moyennes sur la colonne d'eau. Par ailleurs, la configuration du parcours inclut la représentation d'éléments constituant des frontières à l'intérieur du domaine de calcul dont une prise d'eau et des canaux de fuites de la centrale du Bugey, des rehaussements du fond du lit de la rivière que peuvent occasionner le partage de débit dans les cas de faible hydraulité.

3.2.2 Simulation des écoulements

Les simulations hydrodynamique ont été réalisées en utilisant le logiciel Telemac-2D, développé par le Laboratoire national d'hydraulique et d'environnement d'Électricité de France. Le choix de cet outil de calcul a été fait en considérant la robustesse et la flexibilité de ce logiciel. Telemac-2D a fait l'objet de nombreux tests de validation. Le logiciel a été largement éprouvé et appliqué à diverses conditions d'écoulement et ses résultats ont été comparés à des observations *in situ*, lesquelles ont montré une excellente adéquation. (Cooper, 1996). De plus, le logiciel présente une souplesse importante au niveau de la possibilité d'introduire dans des fonctions programmées les codes de calcul en langage Fortran. Cette caractéristique permet notamment la programmation des

variations du coefficient de rugosité en fonction des changements des caractéristiques hydrologiques obtenues lors de l'étape d'étalonnage.

Le logiciel Telemac 2-D est intégré au sein d'un système complet de modélisation offrant un ensemble de modules nécessaires à la modélisation numérique. La figure suivante illustre le système utilisé dans le cadre de ce travail.

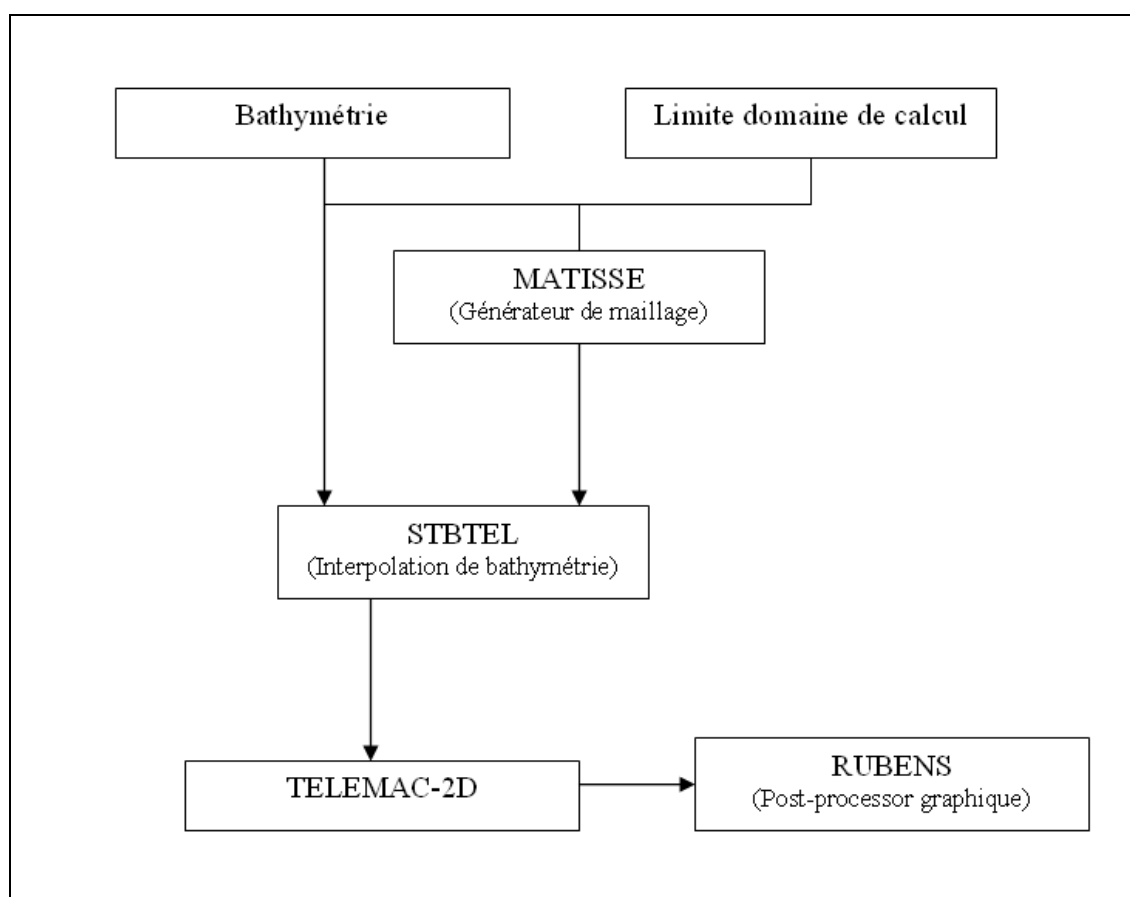


Figure 3-5: Système Telemac 2-D

Le modèle hydrodynamique Telemac 2-D est basé sur des schémas de résolution par éléments finis des équations de Navier-Stokes adoptées aux écoulements en eau peu profonde. Les équations de Navier-Stokes sont moyennées sur la hauteur de l'écoulement avec l'hypothèse de pression hydrostatique afin d'obtenir les équations de Saint-Venant

(notice technique Telemac 2-D). Il s'agit d'un système constitué d'une équation de continuité et deux équations de quantité de mouvement. L'expression en deux dimensions de la conservation de la masse pour un fluide incompressible à surface libre est la suivante :

$$\frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial(hu)}{\partial x} + \frac{\partial(hv)}{\partial y} = 0$$

La forme moyenne des équations de quantité de mouvement est :

$$\frac{\partial(hu)}{\partial t} + \frac{\partial(hUU)}{\partial x} + \frac{\partial(hUV)}{\partial y} = -gh \frac{\partial Z}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} \left(hv_e \frac{\partial U}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(hv_e \frac{\partial U}{\partial y} \right) + hF_x$$

$$\frac{\partial(hv)}{\partial t} + \frac{\partial(hVV)}{\partial y} + \frac{\partial(hUV)}{\partial x} = -gh \frac{\partial Z}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial x} \left(hv_e \frac{\partial V}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(hv_e \frac{\partial V}{\partial y} \right) + hF_y$$

Où U et V sont les vitesses horizontales moyennées sur la verticale, h est la profondeur, v_e est le coefficient de diffusion de vitesse, g est la accélération de la pesanteur, t est le temps, Z est l'élévation de surface libre, F_x et F_y sont des termes de la équation de quantité de mouvement qui incluent les forces de frottement et du vent.

3.2.3 Discrétisation géométrique du tronçon à l'étude

Les méthodes de résolution des équations de Saint-Venant appliquées dans Telemac-2D requièrent de procéder à une discrétisation géométrique du tronçon à l'étude. Dans le cadre de la présente étude, la discrétisation du tronçon à l'étude a été réalisée sous la forme d'un maillage irrégulier d'éléments triangulaires en tenant notamment compte de la configuration bathymétrique du secteur, de même qu'en densifiant davantage le maillage dans les zones les plus susceptibles d'être fréquentées par le poisson.

Le tronçon d'étude a été délimité de façon à ce que la frontière amont soit éloignée de quelques centaines de mètres de la zone où il est souhaité de procéder à une étude du comportement du poisson. Cette précaution a été prise afin d'éviter que les hypothèses de répartition du débit imposé à la frontière amont du domaine de calcul ne puissent introduire un biais dans les résultats de simulations des écoulements dans les zones d'intérêt.

De façon à tenir compte des flux entrant et sortant des débits associés au refroidissement des réacteurs de la centrale nucléaire du Bugey, la prise d'eau et les canaux de rejets sont considérés en termes de frontières ouvertes au sein du maillage. Une résolution plus fine a été appliquée dans ces zones en raison des faibles dimensions de ces infrastructures.

3.2.3.1 Génération du maillage

Le logiciel Matisse a été utilisé dans l'étape de génération du maillage irrégulier trianguler, dont les caractéristiques, tel que susmentionné, ont été définies dans le système Telemac 2-D. Ceci est un des avantages du système étant donné qu'une représentation plus réaliste du domaine peut être obtenue en densifiant davantage les zones ciblées, si nécessaire.

Le domaine de calcul doit être défini par l'identification ou la création de lignes de contour à l'intérieur des modules de Matisse. Ces lignes naturelles ou arbitraires fonctionnent comme des supports pour la distribution des nœuds dans le maillage. Les critères de distance entre les nœuds permettent de définir les différentes tailles des mailles au sein du domaine de calcul. Le maillage résultant du domaine peut être importé dans la simulation de Telemac 2-D grâce à la génération d'un fichier de géométrie en format Selafin, au terme du processus.

Suite à la définition complète du maillage, une détermination des conditions aux limites pour chaque segment homogène de la frontière est effectuée à l'intérieur de Matisse. Les points commun de la définition d'une frontière (liquide ou solide) sont associés et définis comme des groupes, alors que les paramètres caractéristiques le long des frontières sont définis à l'aide des entités qui sont liées par la suite avec le groupe des limites correspondantes. Un fichier des conditions aux frontières est généré au cours de cette étape, ce fichier pouvant être importé dans la simulation de Telemac 2-D.

3.2.4 Données de base

Bathymétrie

Les relevés bathymétriques ont été réalisés au moyen d'un sondeur multi-faisceaux, ce qui a permis l'obtention d'une importante densité de points bathymétriques. Ce type de technique est couramment utilisé sur les tronçons navigables des fleuves et en mer, caractérisés par des tirants d'eau suffisamment élevés et homogènes. Pour obtenir des données de grande précision sur l'ensemble du tronçon à l'étude, y compris dans les zones caractérisées par des profondeurs moyennes inférieures à 4 mètres, des équipements qui comprennent un sondeur multi-faisceaux couplé à un système de positionnement DGPS ont également été utilisés. Le positionnement des enregistrements réalisés grâce au système DGPS a permis d'obtenir une position de précision centimétrique.

Des techniques plus classiques, telles que des tachéomètres et sondeurs mono faisceau ont été utilisés, ainsi que des relevés LiDAR mis en œuvre par l'IGN pour l'Agence de l'Eau Rhône, Méditerranée et Corse en 2009 pour la récolte de données complémentaires de bathymétrie et de topographie. Les données ont été géo-référencées en utilisant la projection Lambert II étendue, généralement utilisée pour l'ensemble de la France Métropolitaine (projection conique conforme). Les coordonnées de chaque point sont considérées «centimétriques», ce qui signifie que, compte tenu des techniques utilisées

pour les recueillir, les écarts entre les valeurs mesurées et la réalité sont de l'ordre de quelques centimètres.

Niveau d'eau

En ce qui concerne l'acquisition des données requises pour les processus d'étalonnage et de validation, des relevés de niveaux d'eau en fonction du débit ont été effectués au droit de cinq stations limnimétriques implantées sur les berges le long du tronçon à l'étude pour une large gamme de débits susceptibles d'y prévaloir. Par ailleurs, des mesures du niveau d'eau en continu dans l'axe principal du cours d'eau, sous la forme de profils longitudinaux de surface libre ont été relevés entre l'amont et l'aval du secteur d'étude pour six débits variant entre 190 et 600 m³/s.

Débit

Des mesures des débits effectuées avec un ADCP (Rio Grande 1200 Khz – RD Instruments), ainsi que des estimations à partir des débits déterminés par la Compagnie Nationale du Rhône au droit de Lagnieu (pk 56) ou au droit du site d'étude (pk 44,5), sont disponibles. Certains relevés de niveaux d'eau ont été couplés à des mesures de débit au même moment.

Profil des vitesses

La répartition transversale des vitesses moyennes d'écoulement sur la colonne d'eau a été estimée à plusieurs débits entre 190 et 600 m³/s, dans l'axe de six sections transversales réparties le long du tronçon à l'étude. Les enregistrements étaient effectués à l'aide d'un ADCP couplé à un système DGPS pour les géoréférencer.

3.2.5 Traitement des conditions aux frontières

Compte tenu des écoulements en condition fluviale qui prévalent le long du tronçon à l'étude, un niveau a été imposé à l'aval, alors que le débit a été spécifié à l'amont. L'éloignement significative de la frontière amont du tronçon, comme mentionné dans la section décrivant la discrétisation du tronçon à l'étude, a permis d'éviter tout biais lié à la répartition homogène du débit au droit de la frontière amont.

3.2.6 Étalonnage

Le paramètre correspondant au coefficient de frottement calculé, par option, dans Telemac 2-D selon la Loi de Manning, a été modifié pour atteindre dans le modèle les niveaux observés. Le coefficient n de Manning a été utilisé à titre de paramètre d'étalonnage pour les débits. L'influence de cette modification sur les niveaux d'eau sera obtenue au terme de cette étape.

L'étalonnage du modèle hydrodynamique a été effectué en considérant cinq débits distincts et jugés représentatifs de toute la gamme complète de fluctuation de débits. Le tronçon à l'étude a été subdivisé en sous-tronçons ayant pour hypothèse un substrat homogène. Cette subdivision a été réalisée sur la base de l'examen des profils longitudinaux de surface libre décrits précédemment. Des règles limnométriques ont été installées aux limites de chaque sous-tronçon.

Pour chaque station limnimétrique, une relation niveau-débit a été établie à l'intérieur d'une gamme de débits variant entre 150 et 850 m³/s. Les relevés réalisés au droit de la station limnométrique située à l'extrémité aval du tronçon à l'étude ont été exploités, compte tenu du caractère fluvial des écoulements prévalant dans le secteur, pour le traitement à la frontière aval.

Le processus d'étalonnage a été effectué en attribuant un coefficient de rugosité aux sous-tronçons pour chaque débit d'étalonnage. L'attribution des coefficients a été programmée en langage Fortran à l'intérieur d'une fonction disponible en Telemac 2-D. Les coefficients de rugosité finaux ont été obtenus en variant la valeur des coefficients jusqu'à l'atteinte d'une concordance jugée satisfaisante entre le niveau mesuré et le niveau simulé au droit de chaque règle limnométrique. Enfin, des vérifications de l'hypothèse d'un coefficient de rugosité homogène dans tout le sous-tronçon seront effectuées en utilisant les données des profils de répartition transversale des vitesses moyennes d'écoulement sur la colonne.

3.2.7 Validation du processus d'étalonnage

La validation d'étalonnage a été effectuée en simulant les débits n'ayant pas servi au processus d'étalonnage et pour lesquels des profils longitudinaux de surface libre s'avéraient disponibles. À cette étape, aucune variation du coefficient de rugosité n'est réalisée. Il s'agit plutôt de vérifier dans quelle mesure les coefficients de rugosité attribués au terme de l'étalonnage s'avèrent également applicables pour l'ensemble des débits.

3.2.8 Simulation de la disponibilité d'habitat du poisson

3.2.8.1 Espèces piscicoles cibles

Deux espèces ayant des préférences distinctes ont été ciblées pour l'analyse de l'influence éventuelle d'une incertitude due à l'attribution d'un coefficient de rugosité sur les résultats de la simulation de l'habitat. La disponibilité d'habitat a été évaluée pour le barbeau et le gardon.

3.2.8.2 Répartition spatiale des indices d'habitat du poisson

Les résultats des simulations hydrodynamiques sont utilisés dans la caractérisation de la vitesse moyenne d'écoulement et la profondeur prévalant localement en fonction du débit transitant par le tronçon à l'étude. Cette caractérisation des conditions abiotiques est donnée pour chaque nœud du maillage.

Les conditions d'habitat sont déterminées à partir des modèles d'habitat de poisson consistant en la représentation mathématique des préférences d'une espèce donnée relativement à son habitat au cours d'une phase de son cycle vital. Les préférences d'habitat sont représentées par les indices spécifiques en fonction des diverses variables abiotiques du milieu (vitesse, profondeur, substrat, etc.). Ces indices varient entre 0 et 1, dont la valeur de 1 représente les conditions optimales pour l'espèce considérée. La représentation graphique de ces indices prend la forme d'une courbe nommée courbe de préférences d'habitat. La pondération de ces indices constitue l'indice global, lequel permet d'identifier les meilleurs habitats du tronçon à l'étude pour une espèce déterminée dans une phase précise de son cycle vital.

Les conditions d'habitat sont déterminées à partir de courbes de préférences élaborées en décrivant le choix du poisson par rapport à la profondeur, la vitesse et le substrat. Ces courbes décrivent la préférence en assignant un indice à chacun des éléments jugés déterminant pour le choix des poissons.

Dans le cadre des simulations d'habitat de poisson sur le tronçon à l'étude, les conditions d'habitat ont été déterminées en considérant les courbes de préférences définies par Lamouroux *et al.* (1999). Les résultats de simulation d'habitat se présentent sous la forme d'un indice de qualité d'habitat défini en fonction de la profondeur et de la vitesse moyenne d'écoulement de même que du substrat prévalant localement. Ces résultats se présentent notamment sous la forme d'une cartographie de la répartition spatiale des

indices de qualité d'habitat associés à une phase du cycle vital et à un stade de développement d'une espèce piscicole.

3.2.8.3 Calcul des aires pondérées utiles

La disponibilité d'habitat associée au tronçon à l'étude est déterminée par la somme de la superficie des nœuds associée à l'indice de qualité d'habitat, lequel varie entre 0 et 1, tel qu'illustré dans la figure 3-5. Cette surface correspond à une représentation quantitative, exprimée en m², de l'habitat piscicole disponible pour une phase donnée du cycle vital de l'espèce ou pour un stade de développement de l'espèce cible considérée.

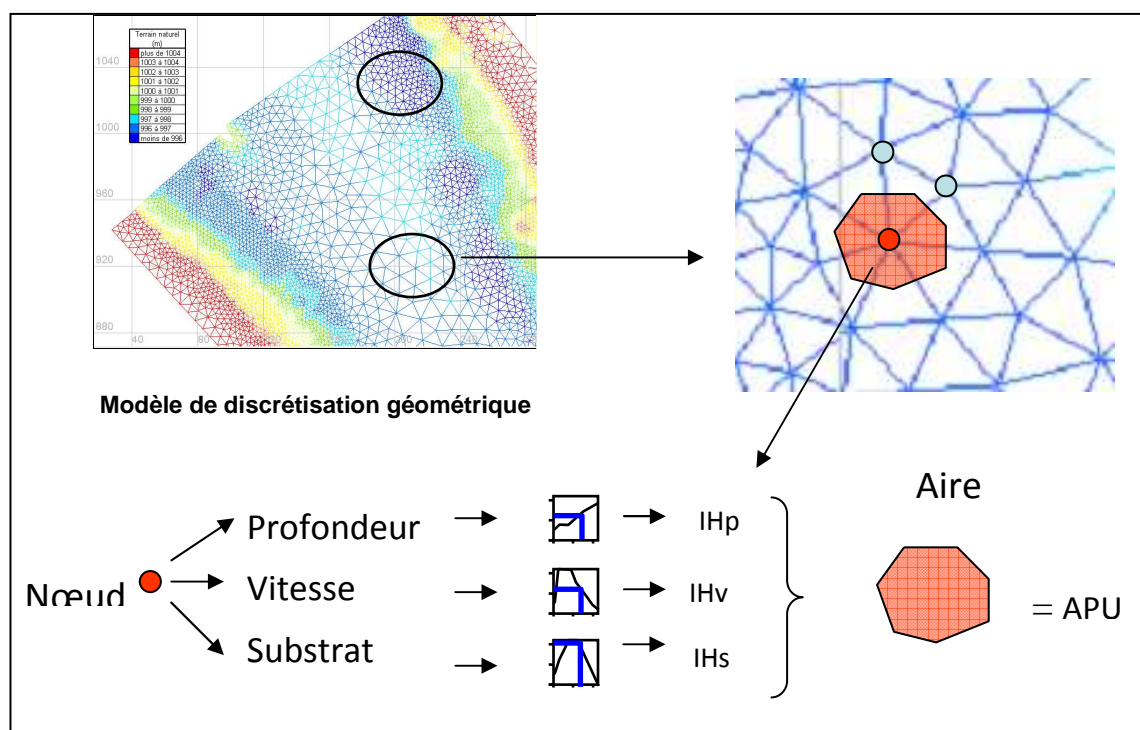


Figure 3-5: Calcul de l'aire pondérée utile, APU, en m²

CHAPITRE 4 RÉSULTATS

4.1 Simulations des conditions abiotiques

Les simulations numériques des conditions abiotiques ont été calculées à l'aide du modèle hydrodynamique Telemac-2D. Le logiciel simule les conditions d'écoulement à partir d'un maillage représentatif du domaine de calcul.

4.1.1 Discrétisation géométrique

L'élaboration du modèle de discrétisation géométrique du tronçon à l'étude a été constituée sous la forme d'un maillage irrégulier d'éléments triangulaires. L'assignation des élévations représentatives du lit du cours d'eau associées à chaque nœud du maillage a été réalisée en utilisant des fonctions d'interpolation établis pour Stbtel, logiciel du modèle Telemac-2D. La figure 4-1, permet d'apprécier la configuration bathymétrique des 332864 points de mesure de l'élévation du lit mineur et des berges du tronçon à l'étude.

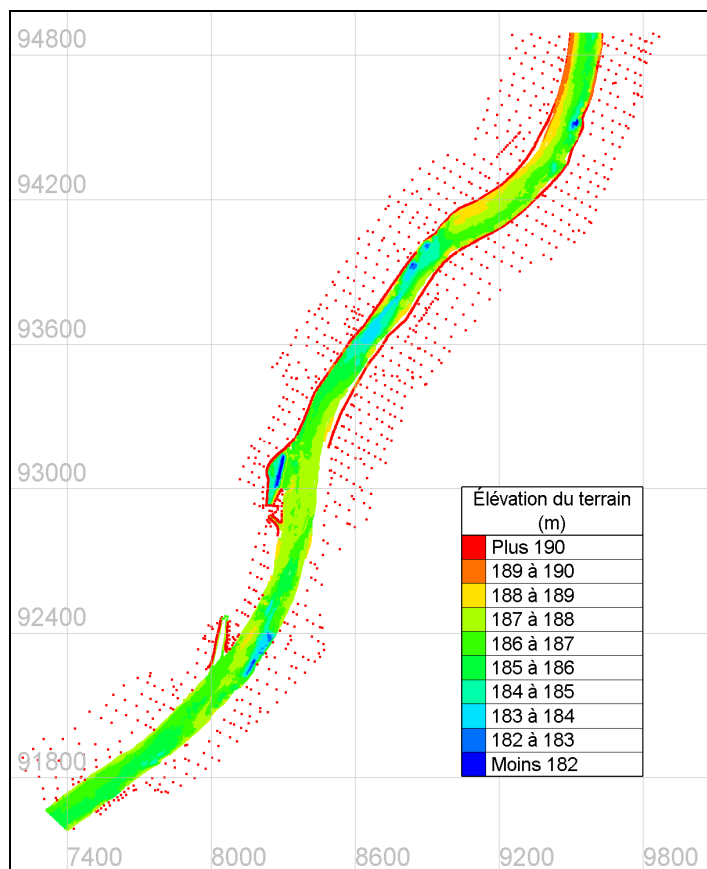


Figure 4-1: Élévations associées aux nœuds du maillage

Une attention particulière a été portée à la résolution du maillage. En effet, le maillage a été conçu de manière à reproduire adéquatement les canaux, les rehaussements du fond, ainsi que les zones les plus susceptibles d'être fréquentées par le poisson en regard de l'objectif d'effectuer des analyses des conditions d'habitat du poisson. Par ailleurs, le domaine de calcul a été allongé vers l'amont de façon à palier au risque que les résultats de simulation d'écoulement dans la zone d'intérêt soient affectés par la distribution de vitesse associée à l'imposition de débit au droit de la frontière amont. La configuration illustrée dans la figure 4-2, montre le maillage résultant constitué de 15157 nœuds et 29694 éléments.

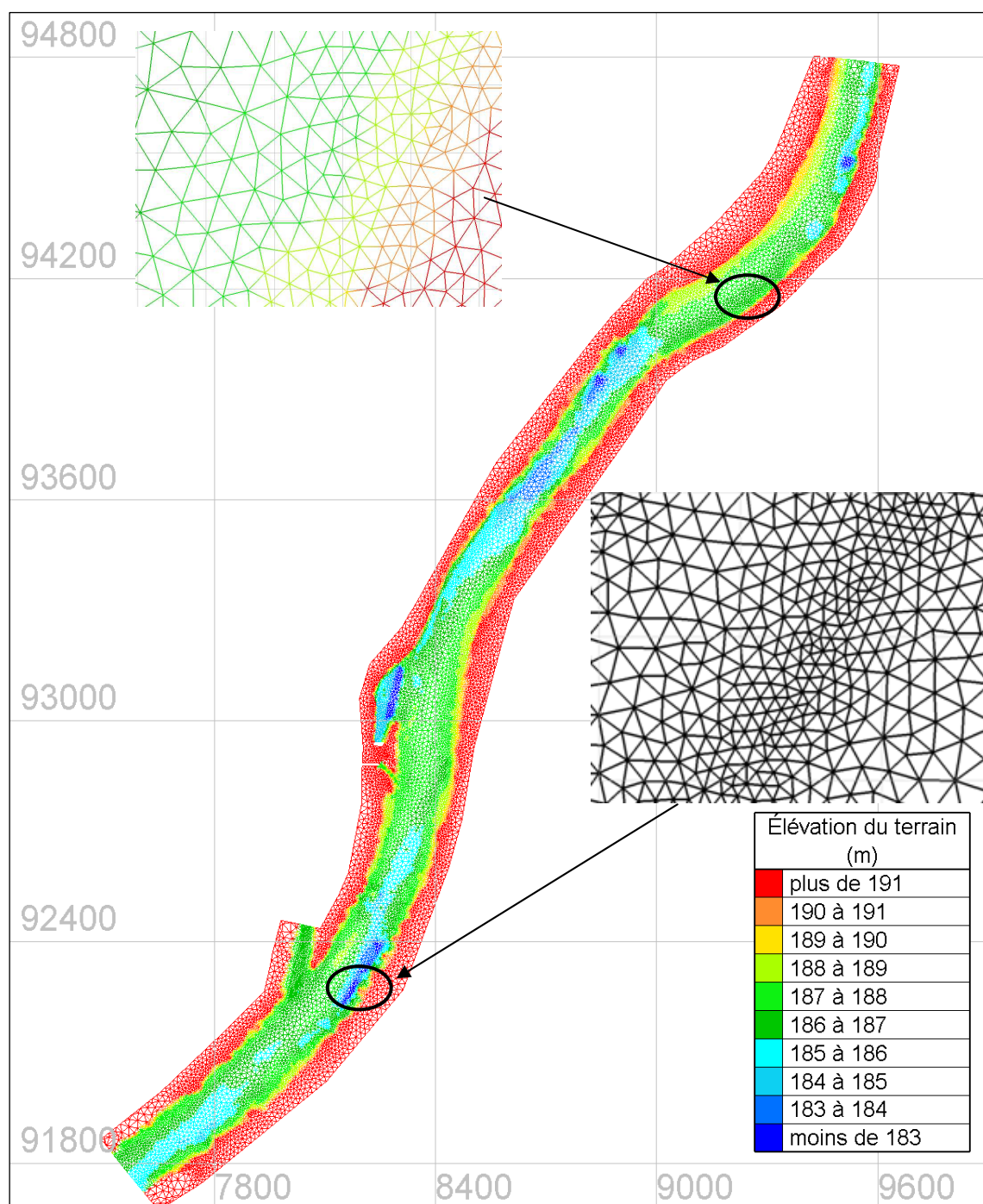


Figure 4-2: Maillage du domaine de calcul. Tronçon du Rhône à l'étude

4.1.2 Conditions aux frontières

Tel qu'indiqué dans le chapitre « Aspects méthodologiques », les conditions aux frontières ont été établies en considérant le régime fluvial des écoulements qui prévalent le long du tronçon à l'étude. La figure 4-3 montre l'emplacement des frontières.

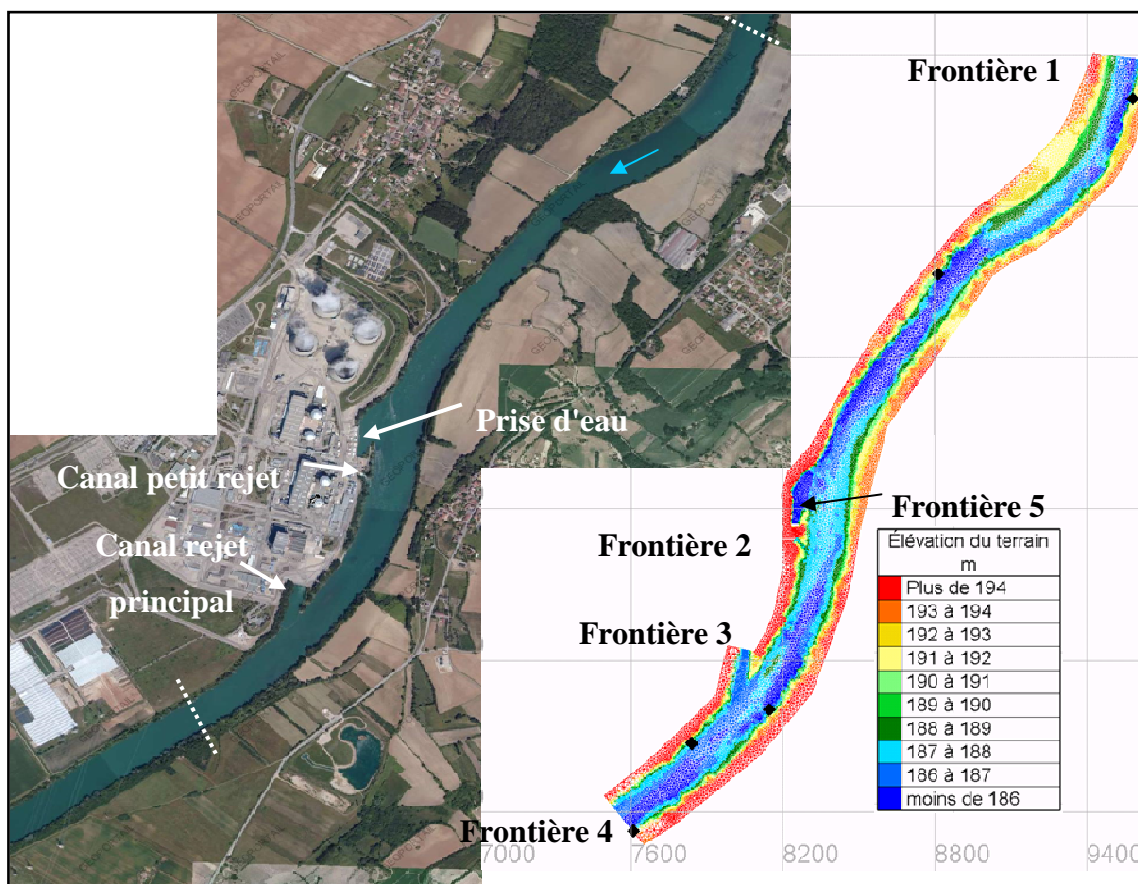


Figure 4-3: Frontières du modèle hydrodynamique

La relation niveau-débit imposée à l'aval, établit à partir de la courbe de tarage générée, est présentée dans la figure suivante.

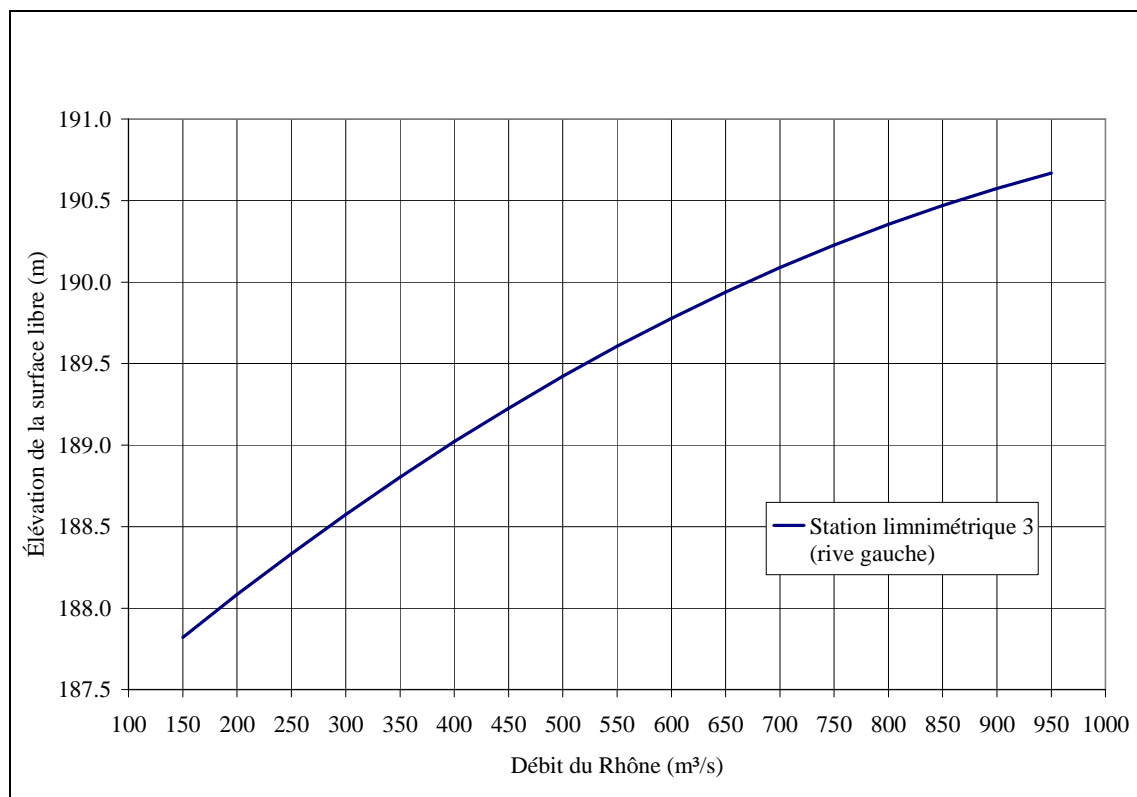


Figure 4-4: Courbes de tarage au droit de la station limnimétrique N°3

4.1.3 Processus d'étalonnage

Le processus d'étalonnage du modèle hydrodynamique a été effectué pour les débits de 190, 300, 400, 525, 600 et 850 m³/s. Les coefficients de frottement finaux de chaque sous-tronçon définis selon l'emplacement des stations limnimétriques, tel qu'illustré à la figure 4-5, ont été obtenus en itérant la valeur dudit coefficient jusqu'à l'atteinte d'une concordance entre le niveau simulé et le niveau mesuré au droit de chaque règle limnimétrique. L'itération de la valeur du coefficient a été programmée à l'intérieur d'une des fonctions disponibles du logiciel Telemac 2D.

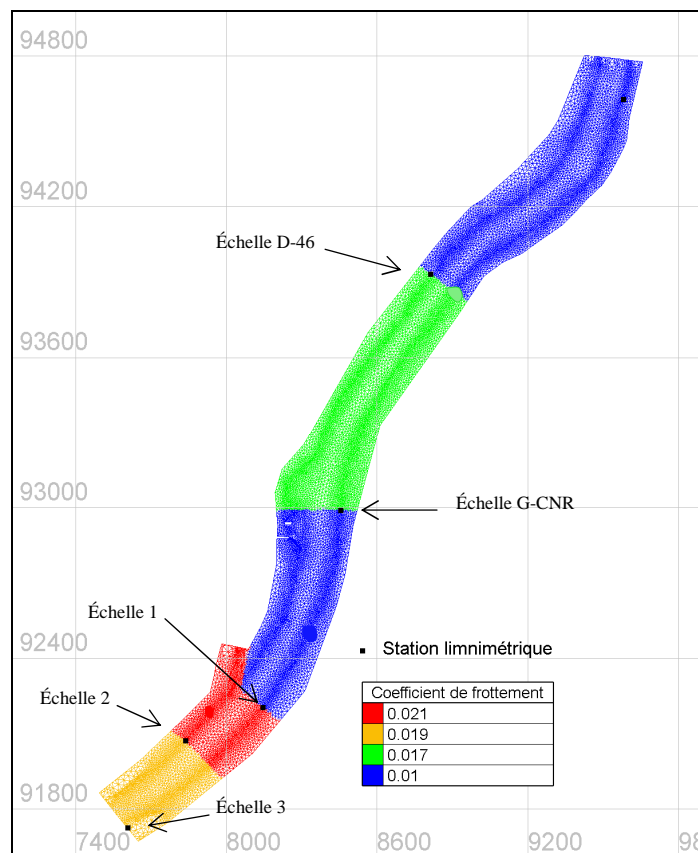


Figure 4-5: Sous-tronçon défini par l'emplacement des règles limnimétriques

L'étalonnage réalisé pour les différents débits susmentionnés vise à l'obtention des écarts minimaux entre les données simulées et mesurées. Les tableaux et figures décrivent les résultats obtenus pour chaque débit d'étalonnage.

Le débit d'étalonnage $190 \text{ m}^3/\text{s}$ est considéré comme des conditions hydrauliques à faible débitance susceptible de prévaloir au cours d'une journée, exondant des zones des berges comme l'illustrent les photos (annexe photos).

Tableau 4.1: Étalonnage. Écart absolu entre le niveau mesuré et le niveau simulé. Débit de 190 m³/s.

Débit (m ³ /s)	Règle limnimétrique	Coefficient de frottement (Manning)	Élévation mesurée (m)	Élévation simulée (m)	Écart absolu (m)
190	3	0,018	188,031	188,031	0,000
	2	0,029	188,069	188,068	0,001
	1	0,027	188,254	188,251	0,003
	G-CNR	0,021	188,257	188,265	0,008
	D-46	0,010	188,592	188,600	0,008

La figure 4-6 montre les coefficients de Manning finaux par sous-tronçon après le processus d'étalonnage. On observe une variation du coefficient entre 0,010 et 0,029.

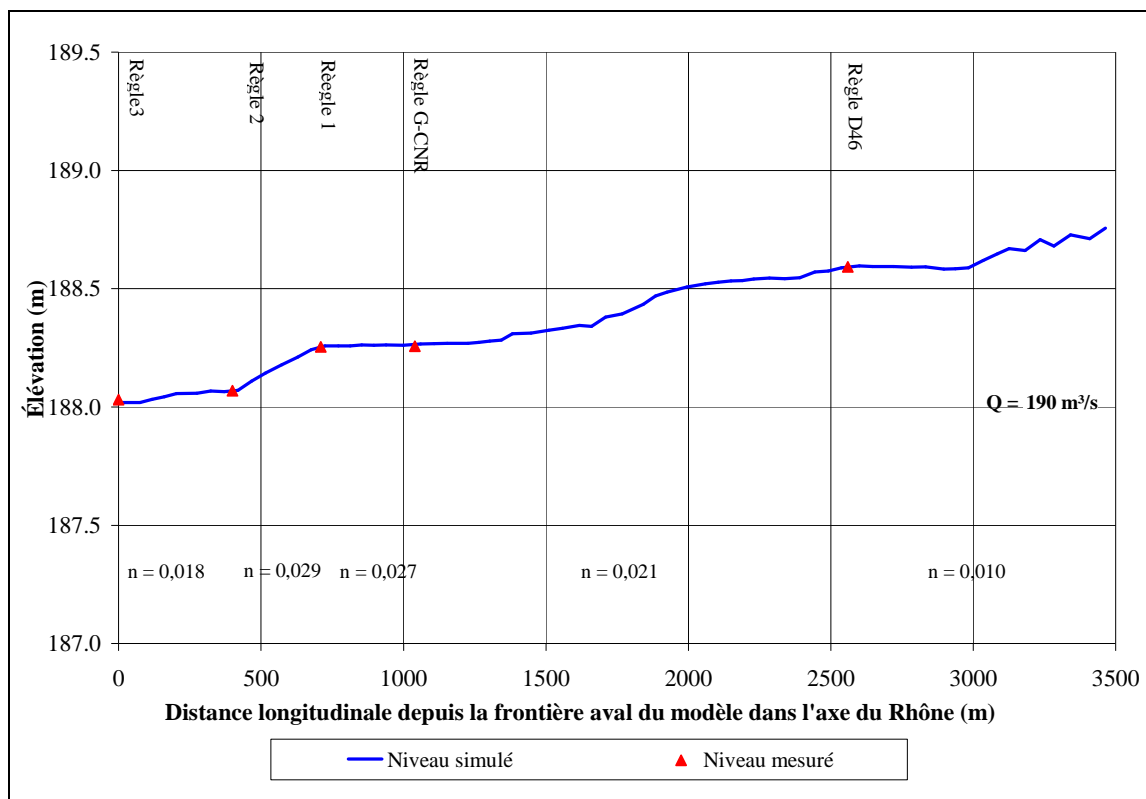


Figure 4-6: Coefficients de frottement. Étalonnage du débit 190 m³/s.

De l'étalonnage du débit 300 m³/s a résulté les élévations de la surface libre indiquées dans le tableau 4.2. L'écart maximal obtenu est de 8 millimètres.

Tableau 4.2: Étalonnage. Écart absolu entre le niveau mesuré et le niveau simulé. Débit de 300 m³/s.

Débit (m ³ /s)	Règle limnimétrique	Coefficient de frottement (Manning)	Élévation mesurée (m)	Élévation simulée (m)	Écart absolu (m)
300	3	0,018	188,574	188,574	0,000
	2	0,024	188,621	188,618	0,003
	1	0,035	188,775	188,772	0,003
	G-CNR	0,017	188,816	188,823	0,007
	D-46	0,010	189,120	189,128	0,008

La figure 4-7 montre les coefficients de Manning finaux par sous-tronçon obtenus lors du processus d'étalonnage. On observe une variation du coefficient entre 0,010 et 0,035.

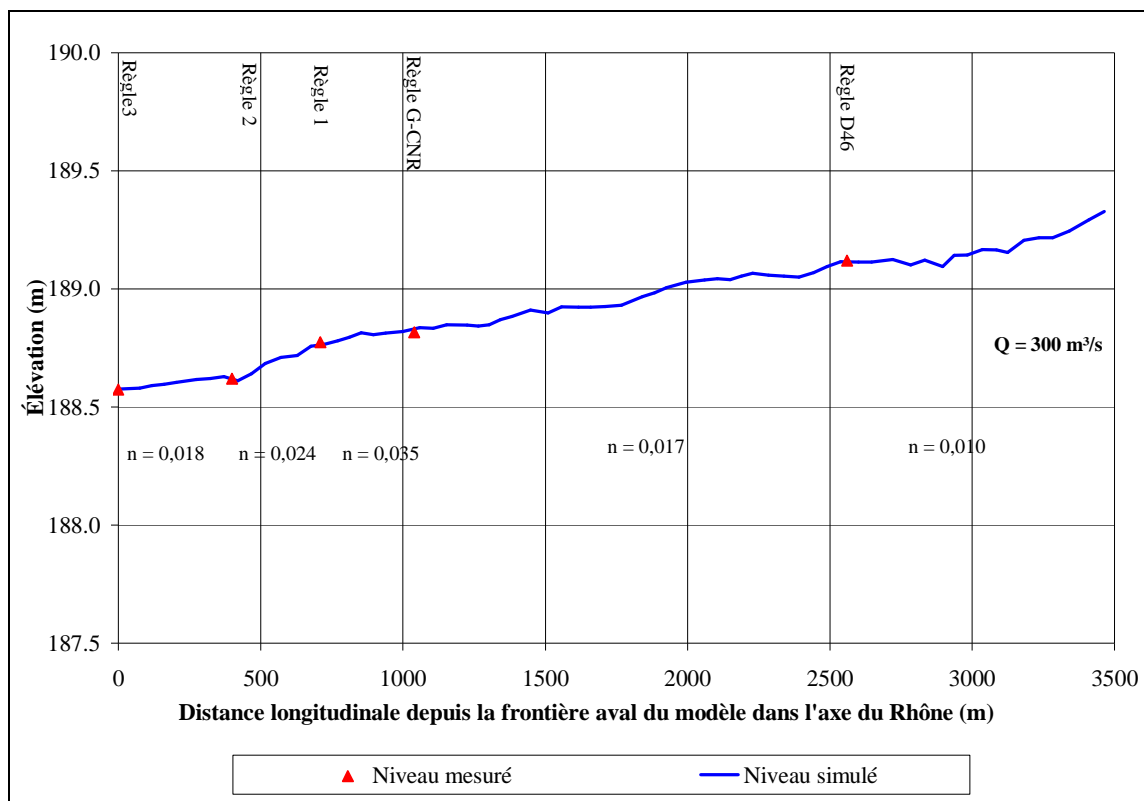


Figure 4-7: Coefficients de frottement. Étalonnage du débit 300 m³/s

De l'étalonnage du modèle au débit 400 m³/s a résulté les élévations de la surface libre indiquées dans le tableau 4.3. L'écart maximal obtenu est de 6 millimètres.

Tableau 4.3: Étalonnage. Écart absolu entre le niveau mesuré et le niveau simulé. Débit de 400 m³/s.

Débit (m ³ /s)	Règle limnimétrique	Coefficient de frottement (Manning)	Élévation mesurée (m)	Élévation simulée (m)	Écart absolu (m)
400	3	0,018	189,021	189,021	0,000
	2	0,023	189,072	189,071	0,001
	1	0,035	189,210	189,216	0,006
	G-CNR	0,015	189,282	189,284	0,002
	D-46	0,012	189,567	189,562	0,005

La figure 4-8 montre les coefficients de Manning finaux par sous-tronçon obtenus lors du processus d'étalonnage. On observe une variation du coefficient entre 0,012 et 0,035.

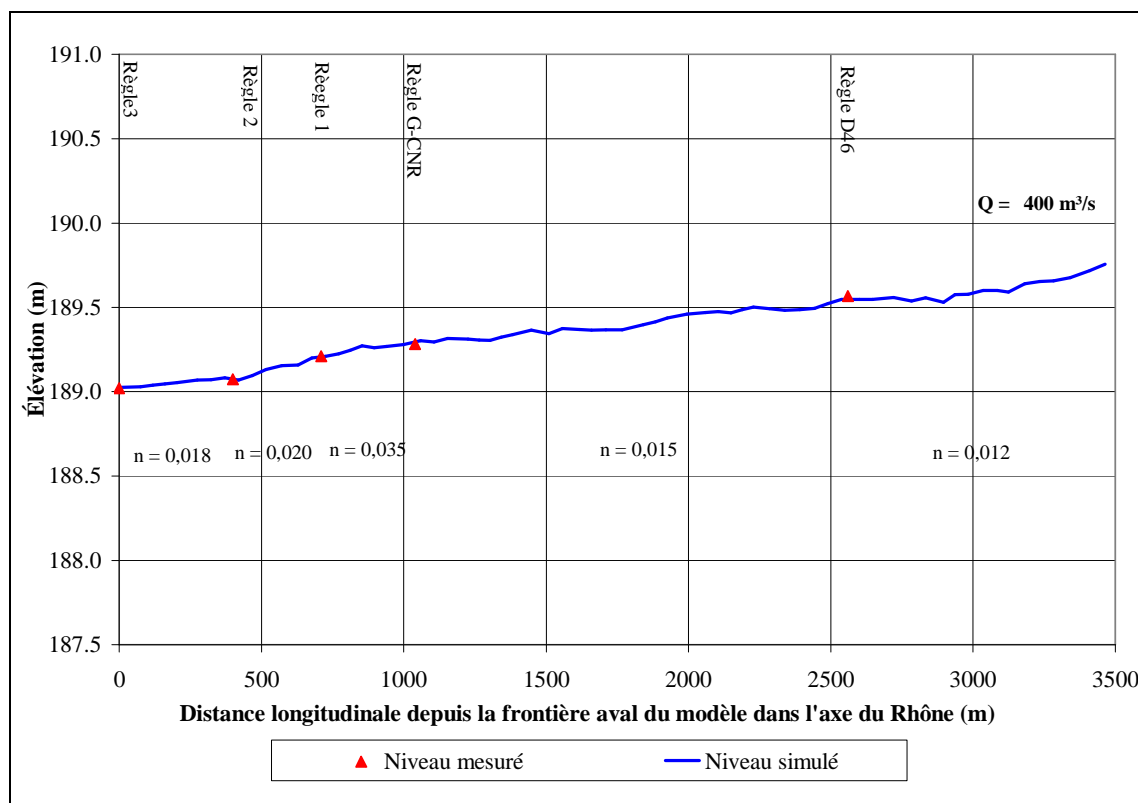


Figure 4-8: Coefficients de frottement. Étalonnage du débit 400 m³/s.

De l'étalonnage du débit 525 m³/s a résulté les élévations de la surface libre indiquées dans le tableau 4.4. L'écart maximal obtenu est de 9 millimètres.

Tableau 4.4: Étalonnage. Écart absolu entre le niveau mesuré et le niveau simulé. Débit de 525 m³/s.

Débit (m ³ /s)	Règle limnimétrique	Coefficient de frottement (Manning)	Élévation mesurée (m)	Élévation simulée (m)	Écart absolu (m)
525	3	0,016	189,515	189,515	0,000
	2	0,022	189,568	189,564	0,004
	1	0,040	189,705	189,707	0,002
	G-CNR	0,013	189,807	189,802	0,005
	D-46	0,020	190,083	190,074	0,009

La figure 4-9 montre les coefficients de Manning finaux par sous-tronçon obtenus lors du processus d'étalonnage. On observe une variation du coefficient entre 0,013 et 0,040.

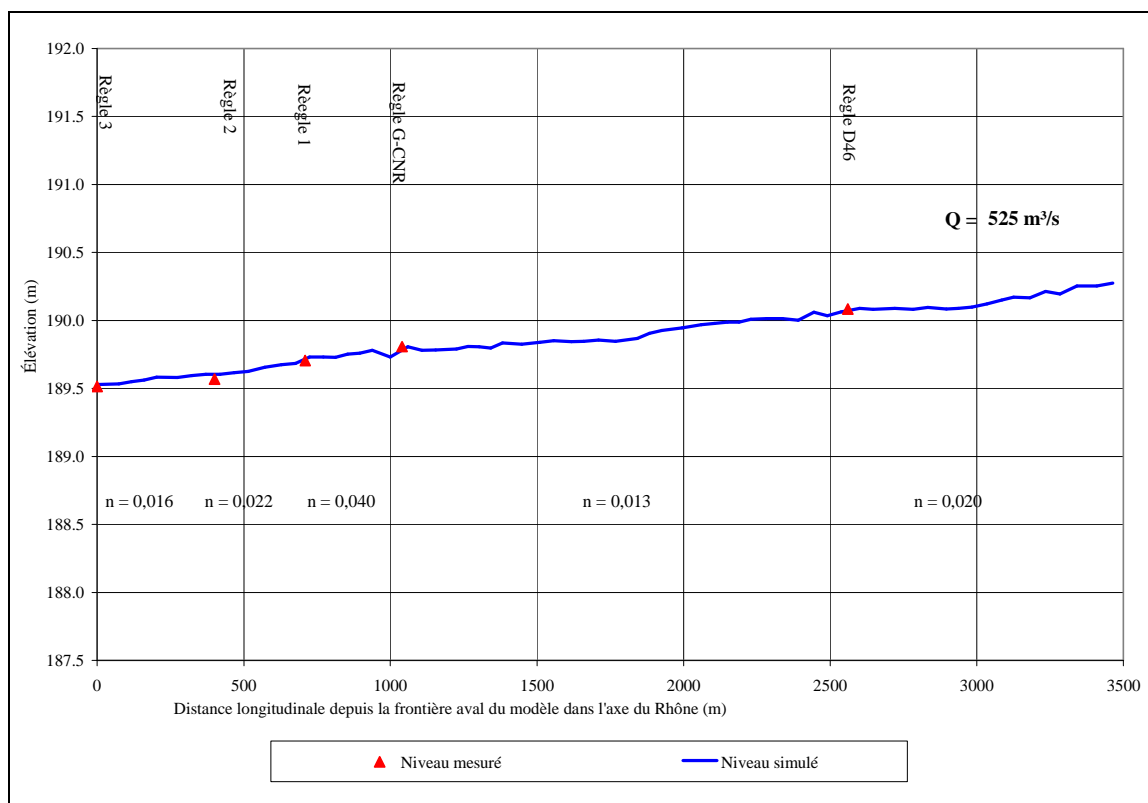


Figure 4-9: Coefficients de frottement. Étalonnage du débit 525 m³/s.

De l'étalonnage du débit 600 m³/s ont résulté les élévations de la surface libre indiquées dans le tableau 4.5. L'écart maximal obtenu est de 7 millimètres.

Tableau 4.5: Étalonnage. Écart absolu entre le niveau mesuré et le niveau simulé. Débit de 600 m³/s.

Débit (m ³ /s)	Règle limnimétrique	Coefficient de frottement (Manning)	Élévation mesurée (m)	Élévation simulée (m)	Écart absolu (m)
600	3	0,014	189,778	189,778	0,000
	2	0,022	189,829	189,828	0,001
	1	0,040	189,974	189,971	0,003
	G-CNR	0,014	190,092	190,085	0,007
	D-46	0,022	190,370	190,370	0,000

La figure 4-10 montre les coefficients de Manning finaux par sous-tronçon obtenus lors du processus d'étalonnage. On observe une variation du coefficient entre 0,014 et 0,040.

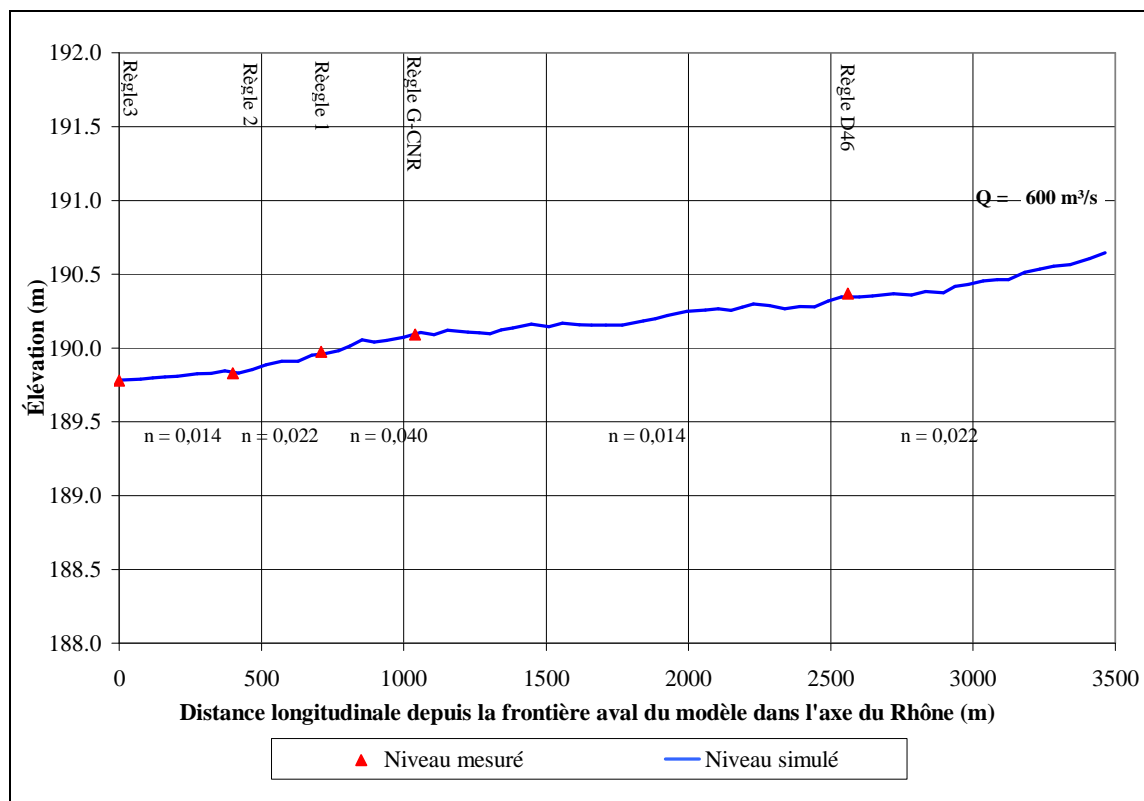


Figure 4-10: Coefficients de frottement. Étalonnage du débit 600 m³/s.

De l'étalonnage du débit 850 m³/s ont résulté les élévations de la surface libre indiquées dans le tableau 4.6. L'écart maximal obtenu est de 9 millimètres.

Tableau 4.6: Étalonnage. Écart absolu entre le niveau mesuré et le niveau simulé. Débit de 850 m³/s.

Débit (m ³ /s)	Règle limnimétrique	Coefficient de frottement (Manning)	Élévation mesurée (m)	Élévation simulée (m)	Écart absolu (m)
850	3	0,010	190,470	190,470	0,000
	2	0,026	190,504	190,513	0,009
	1	0,044	190,728	190,721	0,007
	G-CNR	0,014	190,875	190,873	0,002
	D-46	0,025	191,202	191,206	0,004

La figure 4-11 montre les coefficients de Manning finaux par sous-tronçon obtenus lors du processus d'étalonnage. On observe une variation du coefficient entre 0,010 et 0,044.

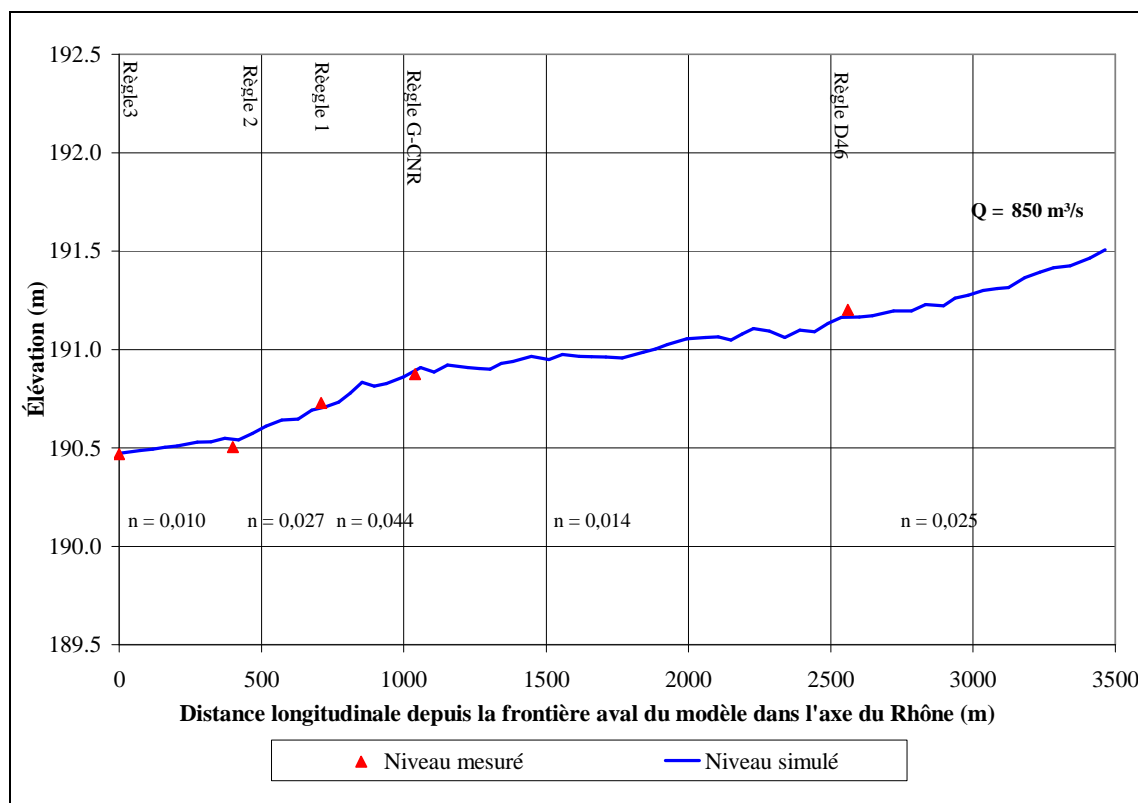


Figure 4-11: Coefficients de frottement. Étalonnage du débit 850 m³/s.

Les résultats obtenus par la simulation numérique de disponibilité d'habitat présentés dans les figures et tableaux précédents, amènent à signaler des remarques associées aux différentes étapes du développement de ce travail vis-à-vis l'objectif de celui-ci.

Des écarts inférieurs à 1 cm entre les données simulées et mesurées ont été visés et obtenus au terme de l'étalonnage réalisé pour les différents débits considérés.

Les coefficients de frottement obtenus lors du processus d'étalonnage ont une variation sans un patron ou une tendance déterminés. Les figures 4-12 et 4-13 illustrent les coefficients de rugosité obtenus pour chaque sous-tronçon lors de l'étape d'étalonnage et le comportement de celui-ci en fonction du débit.

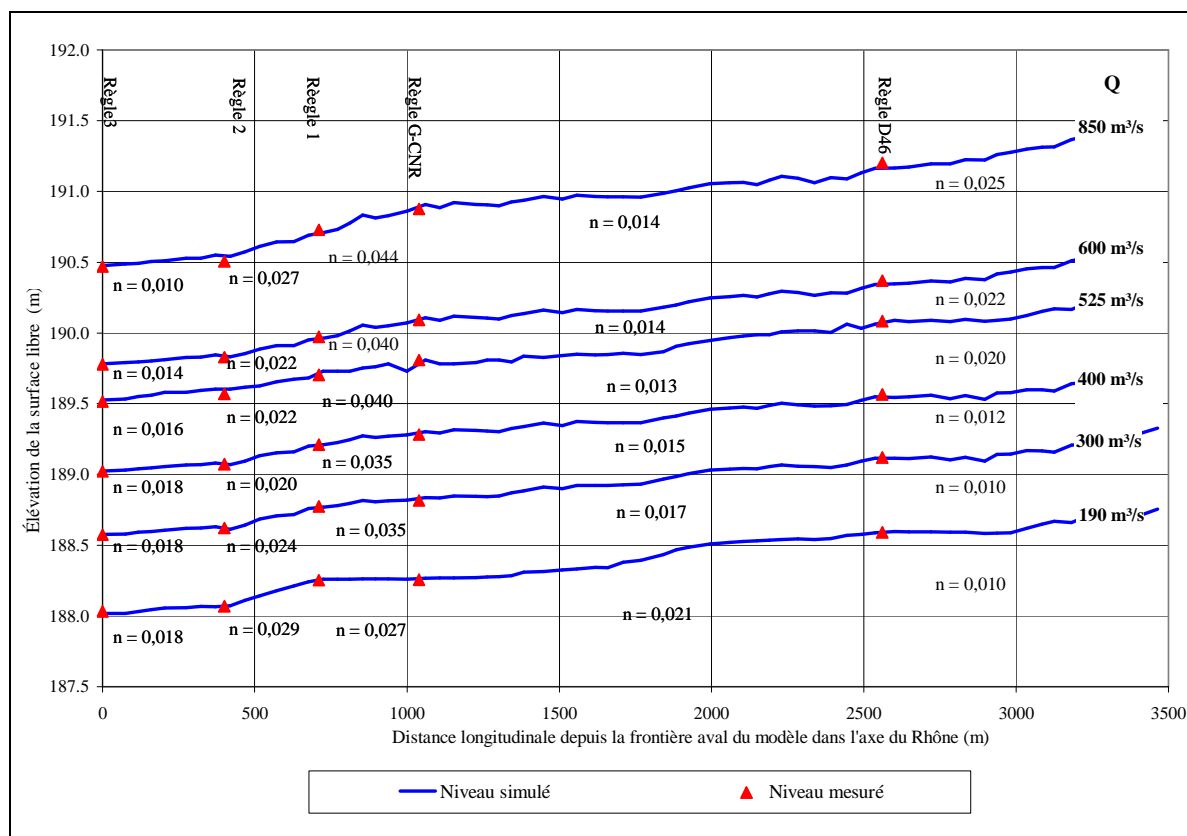


Figure 4-12: Comparaison entre les coefficients de rugosité sélectionnés lors de l'étape d'étalonnage.

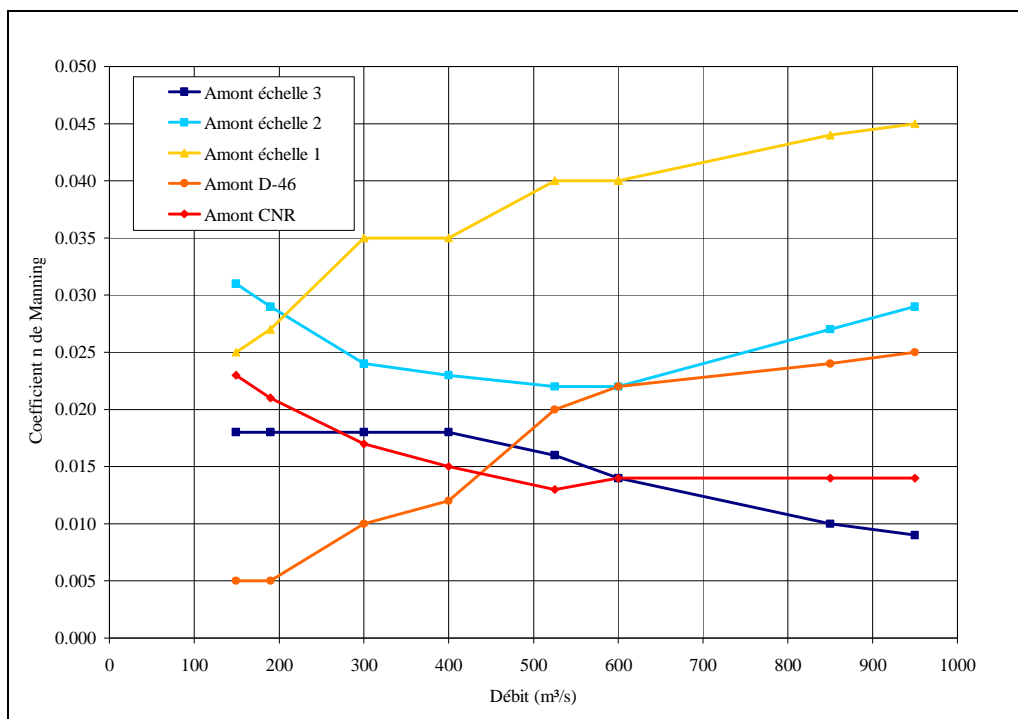


Figure 4-13: Coefficients de rugosité Manning obtenus lors des étalonnages

4.1.4 Vérification des vitesses

Une vérification de la consistance entre les vitesses d'écoulement mesurées et simulées a été effectuée pour les débits de 190 et 600 m³/s.

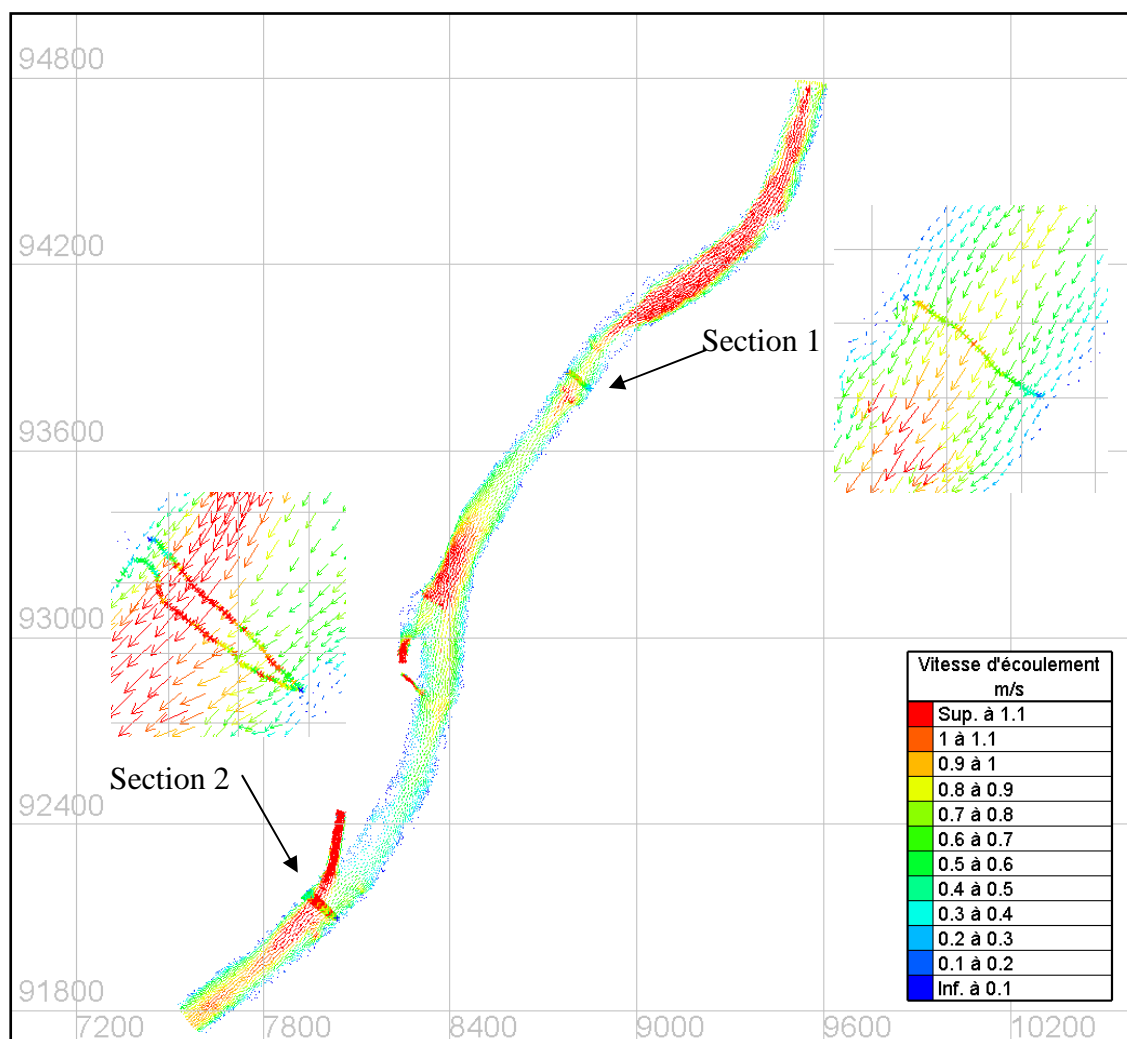


Figure 4-14: Localisation des sections d'écoulement.

Les relevés des vitesses d'écoulement de deux sections transversales situées à l'intérieur du tronçon à l'étude ont été comparés avec les vitesses simulées, tel qu'indiqué dans la figure 4-14. Des écarts des normes de vitesses qui ne dépassent pas 0,2 m/s sur l'ensemble du site à l'étude ont été obtenus lors de cette vérification. Les figures 4-15 et 4-16 montrent une superposition des champs des vitesses mesurées et ceux simulées lors de l'étalonnage du débit de 190 m³/s. Les figures 4-16 et 4-17 présentent les résultats graphiquement.

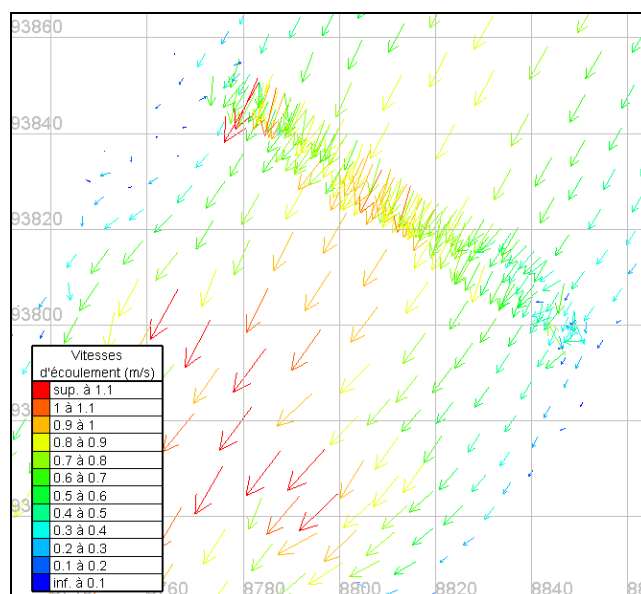


Figure 4-15: Superposition des vitesses d'écoulement mesurées et simulées. Section N°1.

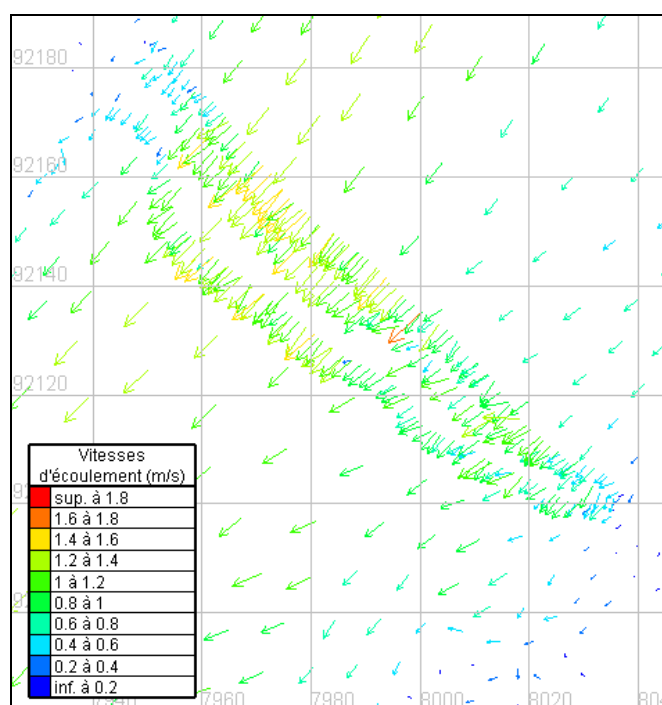


Figure 4-16: superposition des vitesses d'écoulement mesurées et simulées. Section N°2.

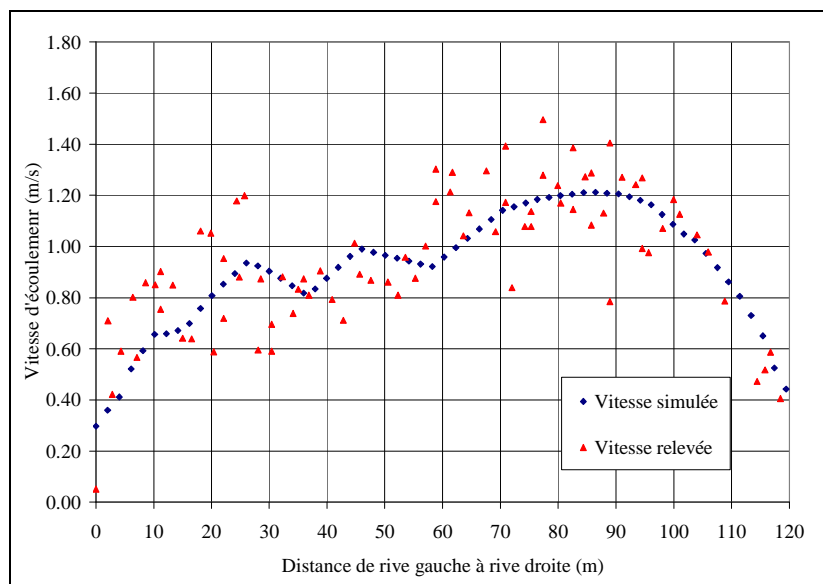


Figure 4-17: Comparaison entre les vitesses d'écoulement mesurées et relevées. Section N°1.

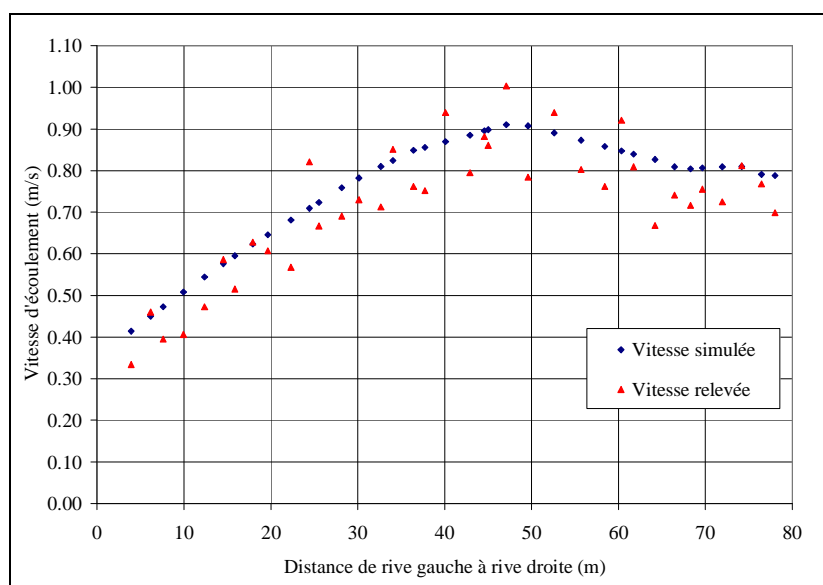


Figure 4-18: Comparaison entre les vitesses d'écoulement mesurées et relevées. Section N°2.

L'erreur maximale obtenue lors de la vérification de l'adéquation entre les vitesses mesurées et simulées permet de valider l'hypothèse suggérée quant aux aspects méthodologiques (Chapitre 3) d'un coefficient de rugosité homogène dans chaque sous-tronçon.

4.1.5 Validation

Le processus d'étalonnage a fait l'objet d'une validation en considérant une gamme de débits variant de 150 à 725 m³/s (débits de 150, 245, 350, 500 et 725 m³/s). À cette étape, aucune variation du coefficient de rugosité n'a été effectuée. Les écarts observés entre les niveaux simulés et mesurés lors de l'étape de validation sont d'un à deux centimètres pour l'ensemble des profils longitudinaux. Le tableau suivant regroupe les résultats obtenus lors du processus de validation.

Tableau 4.7: Validation. Écart absolu entre le niveau mesuré et le niveau simulé. Débit de 150 m³/s.

Débit (m ³ /s)	Règle liminétrique	Élévation mesurée (m)	Élévation simulée (m)	Écart absolu (m)
150	3	187,82	187,82	0,000
	2	187,853	187,846	0,007
	1	188,053	188,04	0,013
	G-CNR	188,041	188,048	0,007
	D-46	188,392	188,37	0,022

Tableau 4.8: Validation. Écart absolu entre le niveau mesuré et le niveau simulé. Débit de 245 m³/s.

Débit (m ³ /s)	Règle liminétrique	Élévation mesurée (m)	Élévation simulée (m)	Écart absolu (m)
245	3	188,31	188,31	0,000
	2	188,352	188,352	0,000
	1	188,52	188,526	0,006
	G-CNR	188,543	188,555	0,012
	D-46	188,861	188,885	0,024

Tableau 4.9: Validation. Écart absolu entre le niveau mesuré et le niveau simulé. Débit de 350 m³/s.

Débit (m ³ /s)	Règle liminétrique	Élévation mesurée (m)	Élévation simulée (m)	Écart absolu (m)
350	3	188,803	188,803	0,000
	2	188,852	188,851	0,001
	1	188,997	189,001	0,004
	G-CNR	189,054	189,062	0,008
	D-46	189,347	189,349	0,002

Tableau 4.10: Validation. Écart absolu entre le niveau mesuré et le niveau simulé. Débit de 500 m³/s.

Débit (m ³ /s)	Règle liminétrique	Élévation mesurée (m)	Élévation simulée (m)	Écart absolu (m)
500	3	189,422	189,422	0,000
	2	189,475	189,469	0,006
	1	189,61	189,612	0,002
	G-CNR	189,707	189,699	0,008
	D-46	189,984	189,981	0,003

Tableau 4.11: Validation. Écart absolu entre le niveau mesuré et le niveau simulé. Débit de 725 m³/s.

Débit (m ³ /s)	Règle liminétrique	Élévation mesurée (m)	Élévation simulée (m)	Écart absolu (m)
725	3	190,159	190,159	0,000
	2	190,204	190,215	0,011
	1	190,379	190,378	0,001
	G-CNR	190,515	190,513	0,002
	D-46	190,81	190,821	0,011

Le processus de validation a permis d'apprécier l'adéquation entre les niveaux d'eau simulés et mesurés à des débits différents de ceux considérés pour l'étalonnage dans une large gamme de débits susceptibles de prévaloir dans le tronçon à l'étude. Les écarts observés entre les niveaux simulés et mesurés dans le cadre de la validation sont de

l'ordre du centimètre pour l'ensemble des profils longitudinaux à l'exception d'un point localisé en amont du secteur d'intérêt de l'étude de disponibilité d'habitat du poisson où l'écart s'est chiffré à 2 cm aux débits de 150 et de 245 m³/s. Toutefois, en considérant les résultats obtenus lors de ce processus, on peut démontrer que les coefficients de rugosité attribués dans le processus d'étalonnage s'avèrent applicables pour l'ensemble des débits.

4.2 Simulation des conditions hydrodynamique

Les résultats des conditions hydrodynamiques obtenues à partir du modèle bidimensionnelle sont présentés dans les figures 4-19 à 4-21. Ils sont illustrés les résultats des débits 850 m³/s et 190 m³/s dans le but de visualiser les variations des conditions hydrodynamiques extrêmes dans la gamme de débits simulés au sein du tronçon à l'étude.

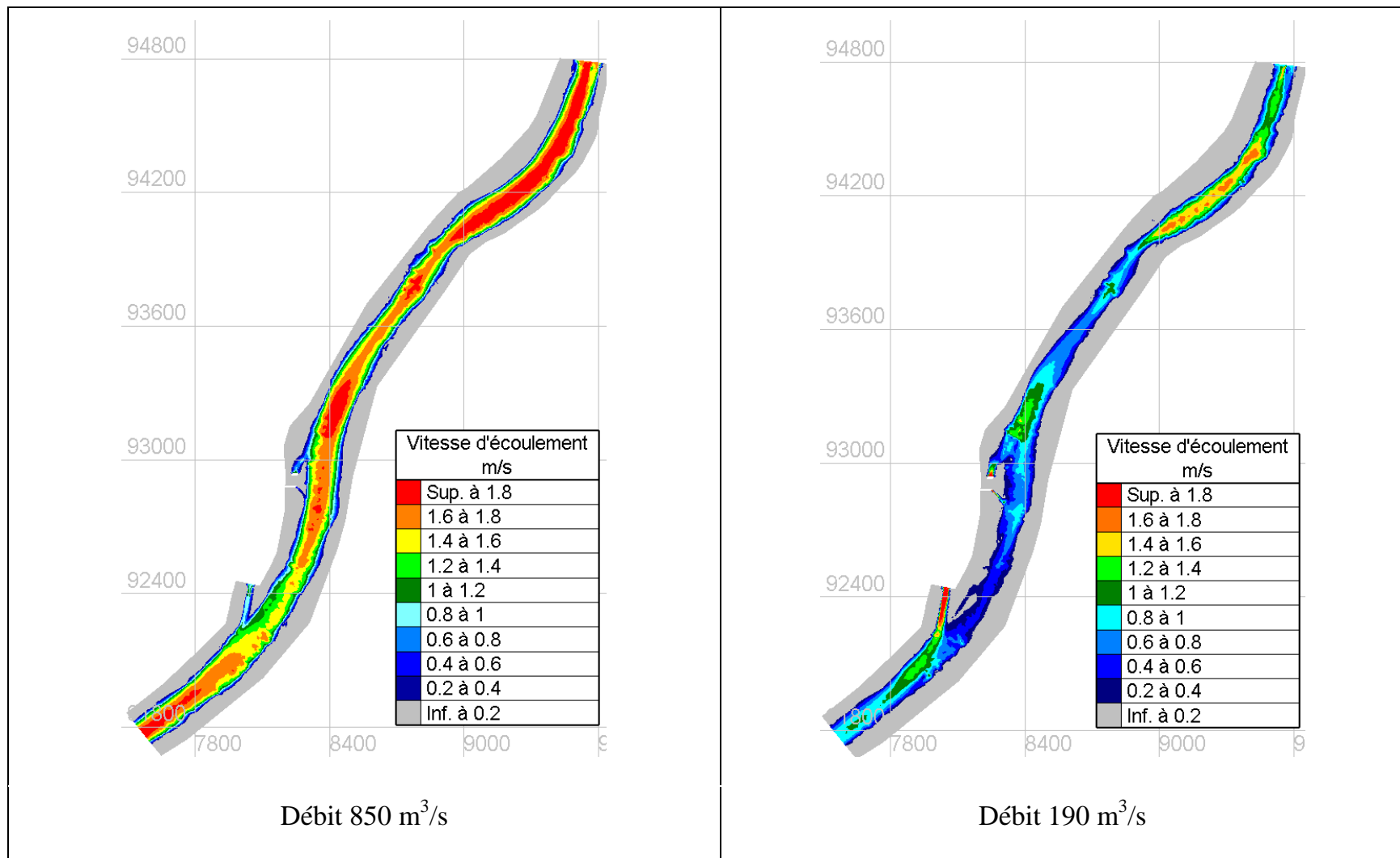


Figure 4-19: comparaison des conditions hydrodynamiques. Variable abiotique vitesse d'écoulement.

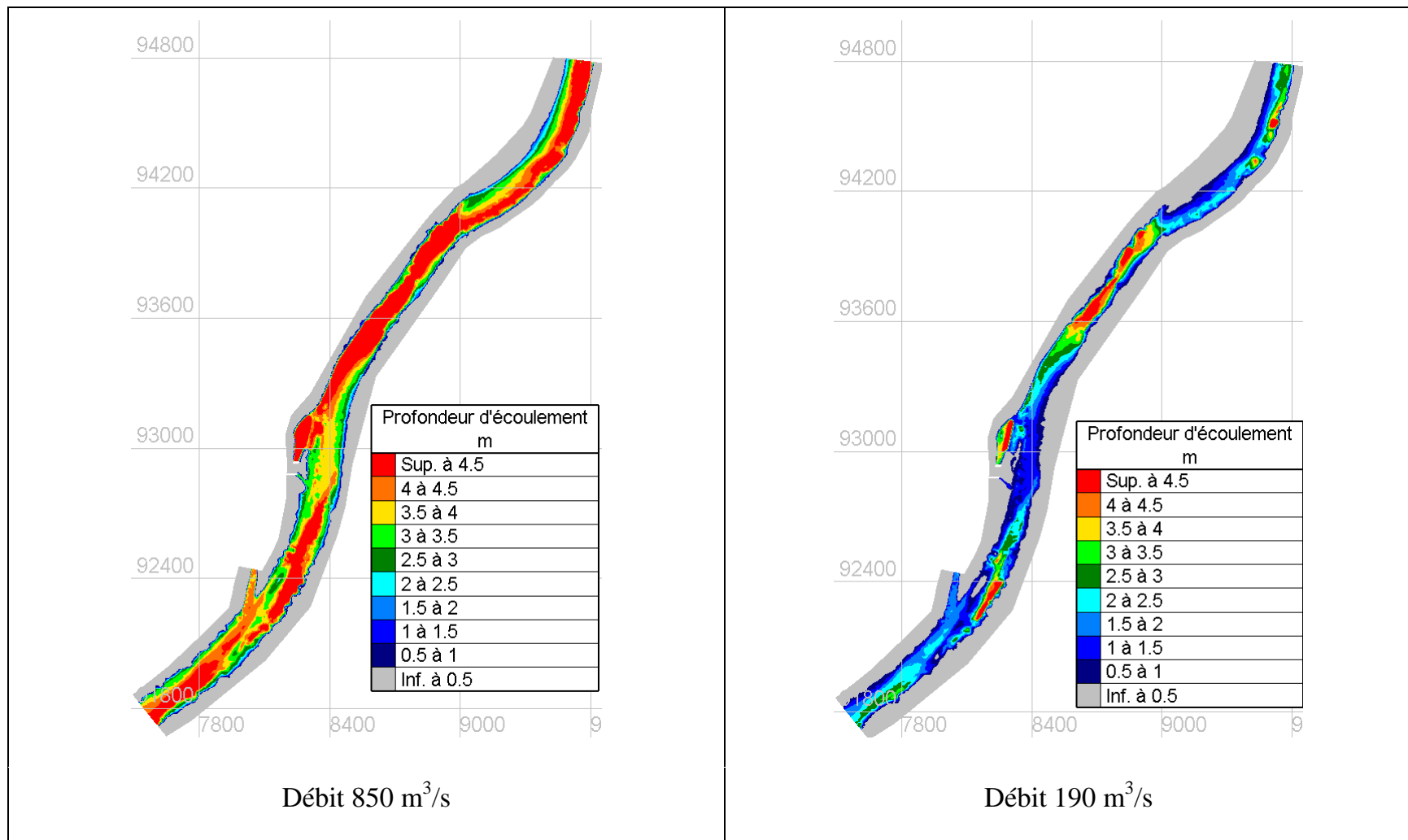


Figure 4-20: comparaison des conditions hydrodynamiques. Variable abiotique profondeur d'écoulement.

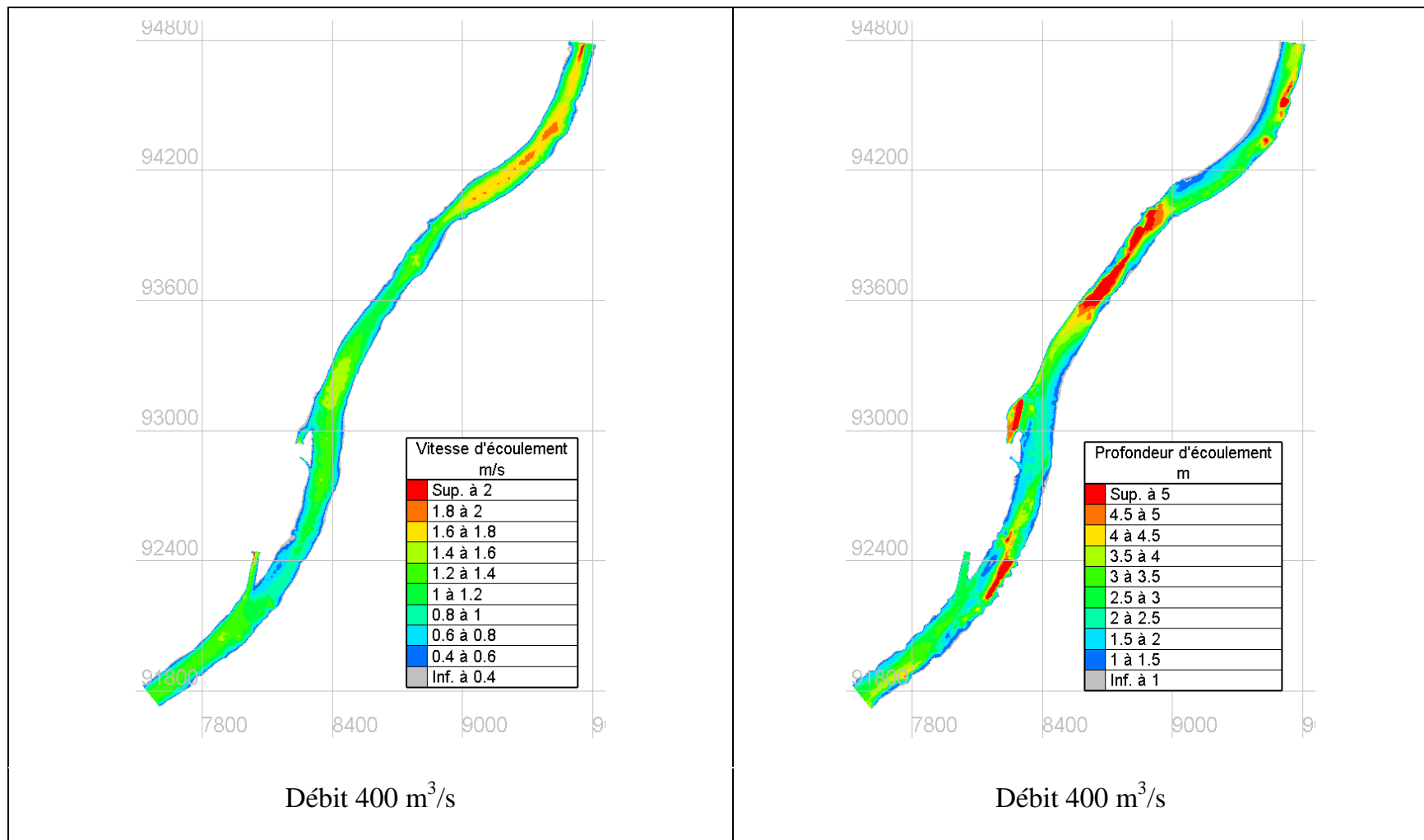


Figure 4-21: conditions hydrodynamiques. Variable abiotique profondeur et vitesse d'écoulement pour le débit 400 m³/s

4.3 Simulation de la disponibilité d'habitat

Une fois les processus d'étalonnage et de validation terminés, l'étape suivante consiste à simuler la disponibilité d'habitat avec objectif d'obtenir la répartition spatiale des indices de qualité d'habitat et de calculer des aires pondérées utiles en fonction d'un débit donné. Dans les différents modèles numériques d'écoulement élaborés lors des étapes susmentionnées, la programmation des modèles d'habitat des espèces ciblées a été effectuée en code Fortran et introduit dans des fonctions et sous-routines disponibles de Telemac-2D.

4.3.1 Répartition spatiale des indices d'habitat du poisson

Les résultats de la distribution des indices d'habitat sont présentés sous la forme d'une cartographie des répartitions spatiales des indices de qualité d'habitat des poissons étudiés, soient le barbeau et le gardon. La comparaison de la disponibilité d'habitat simulée à partir de modèles hydrodynamiques étalonnés illustre l'effet de l'attribution de coefficients de rugosité différents sur les résultats de la simulation de disponibilité d'habitat d'un cours d'eau.

La figure suivante montre les résultats obtenus dans le cadre du tronçon et des espèces du Rhône étudiés. Le choix des débits illustrés dans les figures est basé sur la visualisation des conditions d'écoulement et modifications de la disponibilité d'habitat les plus importants.

La figure 4-22 permet de comparer, pour les débits de 300 et 600 m³/s, les conditions d'écoulement et les disponibilités d'habitat pour l'alimentation du barbeau adulte qui y sont respectivement associées. Leur examen suggère des fluctuations en terme de vitesses et de profondeurs d'écoulement, lesquelles influencent les conditions d'habitat que sont

susceptibles d'expérimenter les poissons sur des laps de temps aussi courts que de l'ordre de quelques heures.

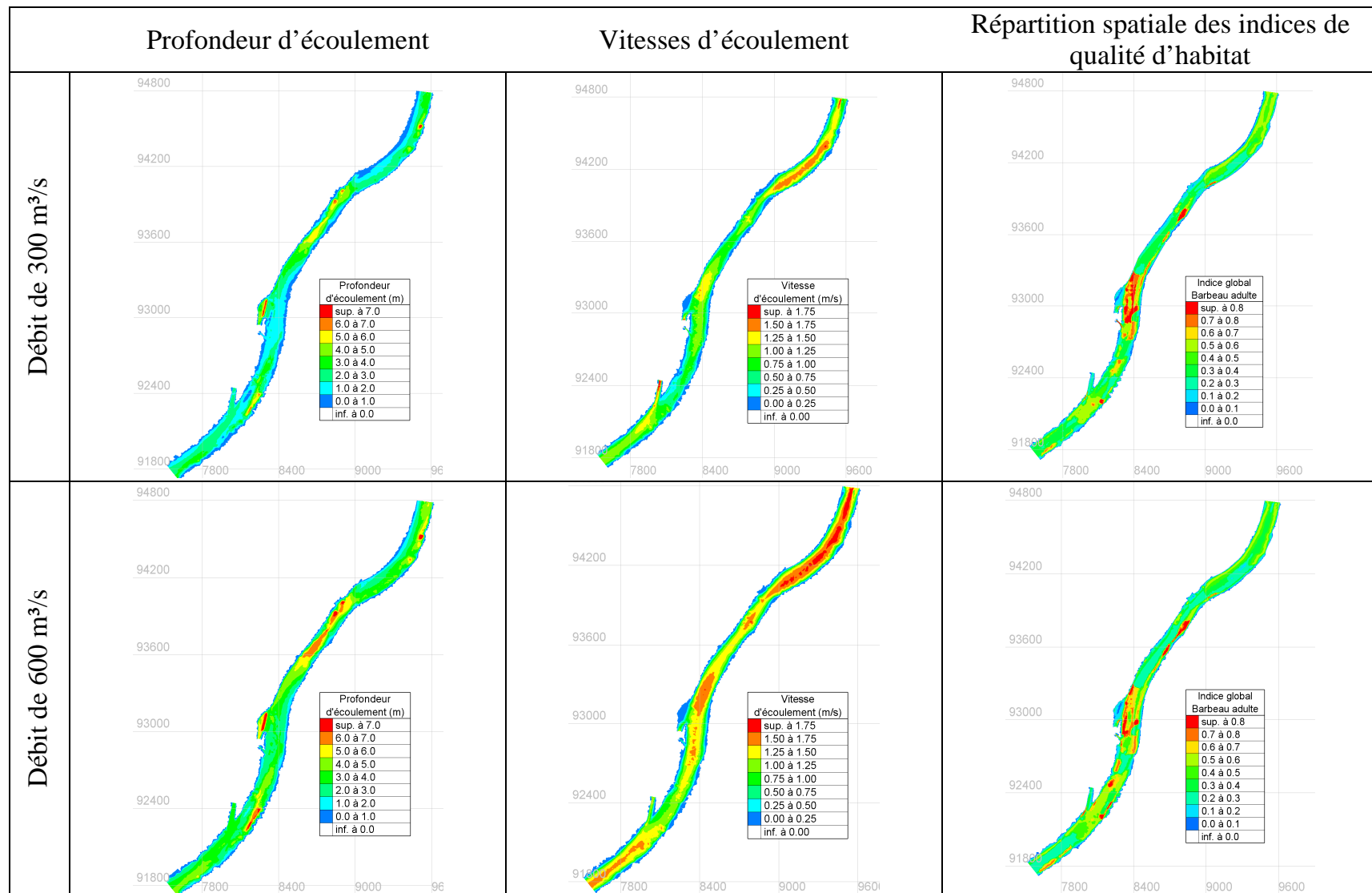


Figure 4-22: Comparaison des vitesses d'écoulement, des profondeurs et de l'habitat disponible pour le barbeau adulte pour des débits du Rhône de 300 et 600 m³/s

Les simulations des écoulements à différents débits réalisées en utilisant les modèles préalablement étalonnés ont permis d'évaluer l'influence des incertitudes du coefficient de frottement sur les résultats des simulations numériques de la disponibilité d'habitat du poisson. Dans le cadre de ce travail de recherche, les simulations de disponibilité d'habitat des poissons effectuées pour une vaste gamme de débits susceptibles de prévaloir au sein du tronçon à l'étude n'ont pas montré des variations importantes dans la disponibilité d'habitat du tronçon du Rhône étudié.

4.3.2 Aires pondérées utiles (APU)

La disponibilité d'habitat associée au tronçon à l'étude a été déterminée par la somme, pour l'ensemble des nœuds, de la superficie qui leur est associée pondérée par l'indice de qualité d'habitat, lequel varie entre 0 et 1. Cette surface pondérée correspond donc à une représentation quantitative (exprimée en m^2) de l'habitat piscicole disponible pour une phase donnée du cycle vital de l'espèce ou pour un stade de développement de l'espèce cible considérée.

Les résultats du calcul de surface pondérée ou aire pondérée (APU) en fonction d'un débit sont présentés sous la forme de graphiques afin de comparer la variation des APU d'une espèce calculée à partir de deux modèles étalonnés à différents débits. La figure 4-23 illustre la variation d'APU pour le Barbeau adulte calculée pour les modèles étalonnés à 300 m^3/s et 850 m^3/s . On observe que pour cette espèce l'APU globale augmente en même temps que le débit dans la rivière jusqu'au débit 550 m^3/s . Une différence d'environ 15 % (10 000 m^2) est appréciée à partir de débits égaux ou supérieurs au débit module (470 m^3/s). Par ailleurs, la tendance de l'APU en fonction du débit obtenue par la simulation d'habitat de l'espèce gardon montre que les conditions préférées pour ce poisson dans son stade adulte diminuent avec l'augmentation du débit dans la rivière

(figure 4.24). On peut apprécier qu'une différence relativement constante d'environ 5% a été obtenue.

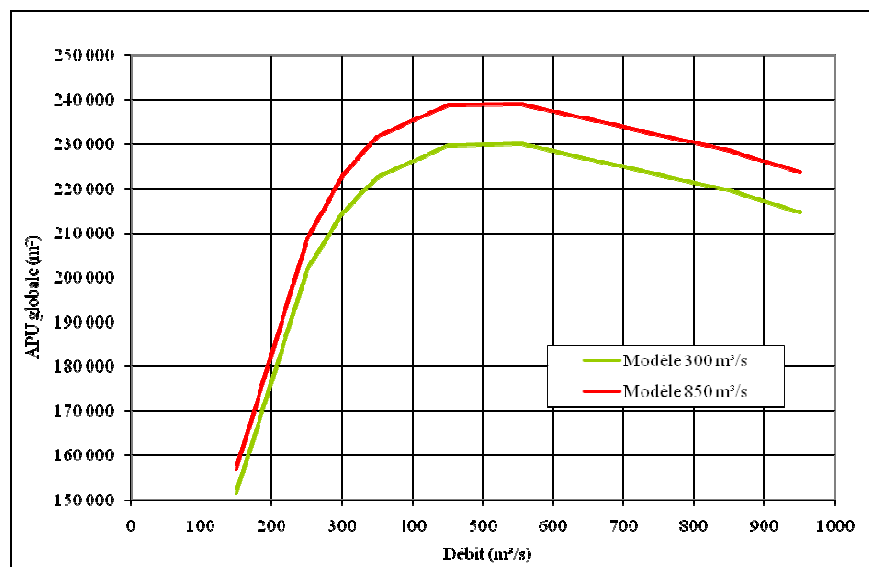


Figure 4-23: Aires pondérées utiles en fonction du débit. Barbeaux adultes

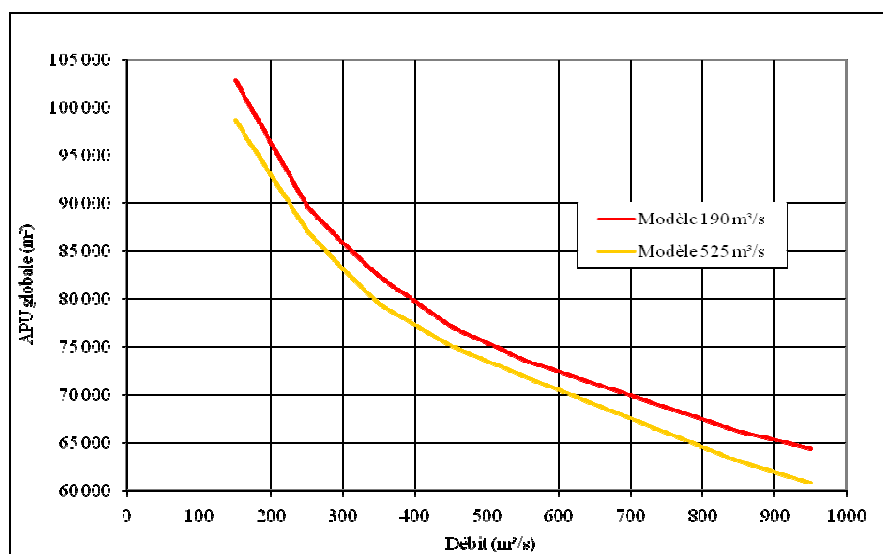


Figure 4-24: Aires pondérées utiles en fonction du débit. Gardons adultes

Les résultats des simulations de la disponibilité d'habitat pour différents débits à partir des modèles élaborés lors de l'étape d'étalonnage pour les espèces de poisson étudiées montrent une variation différente de l'APU en fonction du débit, et ce, en raison des préférences distinctes en termes de profondeur d'eau, vitesse et substrat. Dans le cas du barbeau adulte, la figure 4-25 illustre pour le modèle étalonné à 350 m³/s, l'évolution de l'APU global en fonction du débit comparée aux variations des APU spécifiques de profondeur, vitesse et substrat. Les résultats indiquent une disponibilité d'habitat optimale à partir du débit 450 m³/s. La condition idéale pour le barbeau est stable jusqu'au débit 550 m³/s. Cet optimum est précédé d'une montée rapide de l'APU à partir des débits les plus bas sur lesquels des mesures sont disponibles, dont 150 m³/s. Cette augmentation peut s'expliquer à partir des montées des APU spécifiques des trois variables abiotiques considérées. En effet, en examinant les courbes de préférences de profondeur et de vitesse du barbeau présentées dans la figure 3-3 du chapitre 3, et les résultats des simulations de disponibilité d'habitat, on constate que l'augmentation du débit fait accroître rapidement les zones où la profondeur d'eau s'approche et atteint un mètre ou plus, profondeur choisie par le barbeau. De même, en augmentant le débit, la vitesse augmente jusqu'à atteindre 1 m/s, préférence idéale pour le poisson. Des vitesses plus élevées sont évitées pour cette espèce. Suite aux conditions idéales de disponibilité d'habitat, on observe une baisse dans l'APU en fonction d'une augmentation du débit dans la rivière. Cette diminution est occasionnée par l'accroissement des vitesses entraîné par des débits plus élevés. L'examen de la courbe de préférence de vitesse du barbeau adulte (figure 3-3 du chapitre 3) corrobore cette tendance.

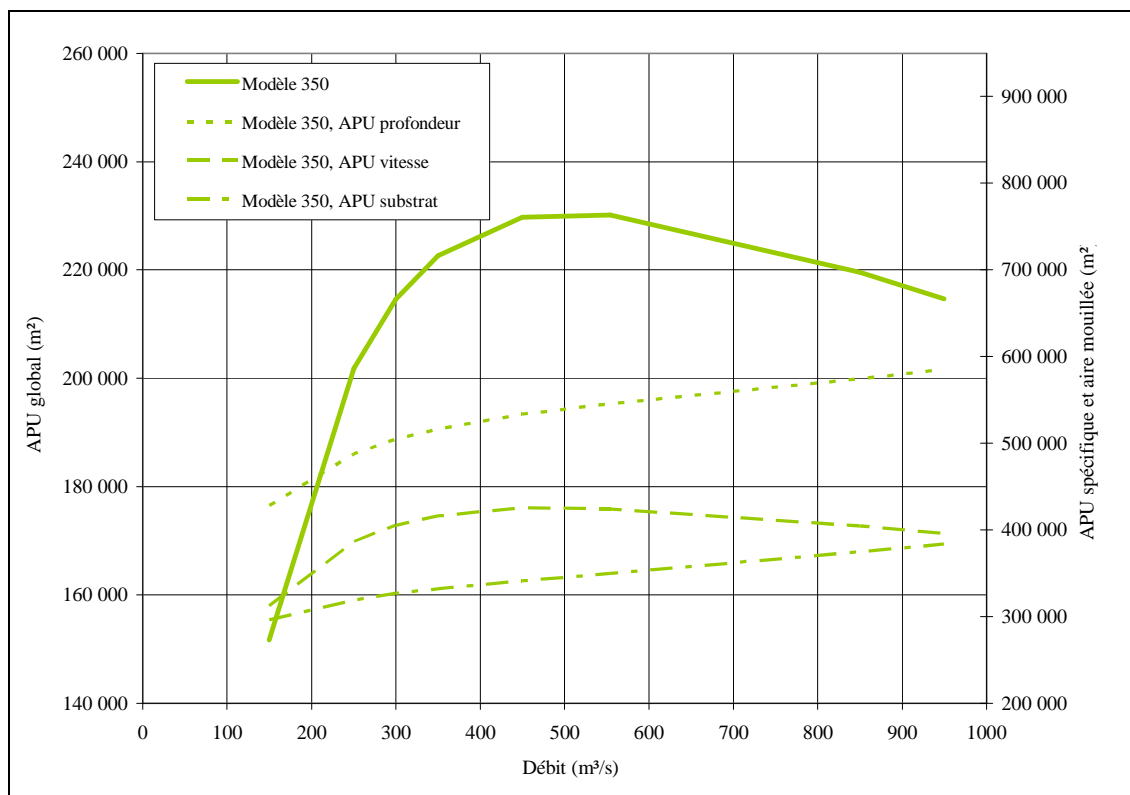


Figure 4-25: Comparaison des APU en fonction du débit, barbeau adulte.

Par ailleurs, la figure 4-26 illustre les conditions idéales en termes de surfaces utiles pour les gardons adultes, deuxième espèce étudiée. On observe que ces conditions sont retrouvées pour les débits les plus bas parmi la gamme des débits étudiés. Dans ce cas la courbe d'APU globale montre une descende brusque de la disponibilité d'habitat en fonction de l'augmentation du débit. La réponse à la perte des surfaces utiles à l'égard de l'augmentation du débit s'écoulant est donnée par l'influence des préférences en termes de vitesses de cette espèce. En effet, en observant les courbes de préférence du gardon adulte (figures 3-4 du chapitre 3) on remarque que l'indice de préférence idéal pour cette variable est obtenu à de très faibles vitesses, alors que pour des vitesses plus élevés l'indice de qualité descend rapidement. Cette espèce, à son stade adulte, trouvera des conditions optimales proches de rives à faibles débits.

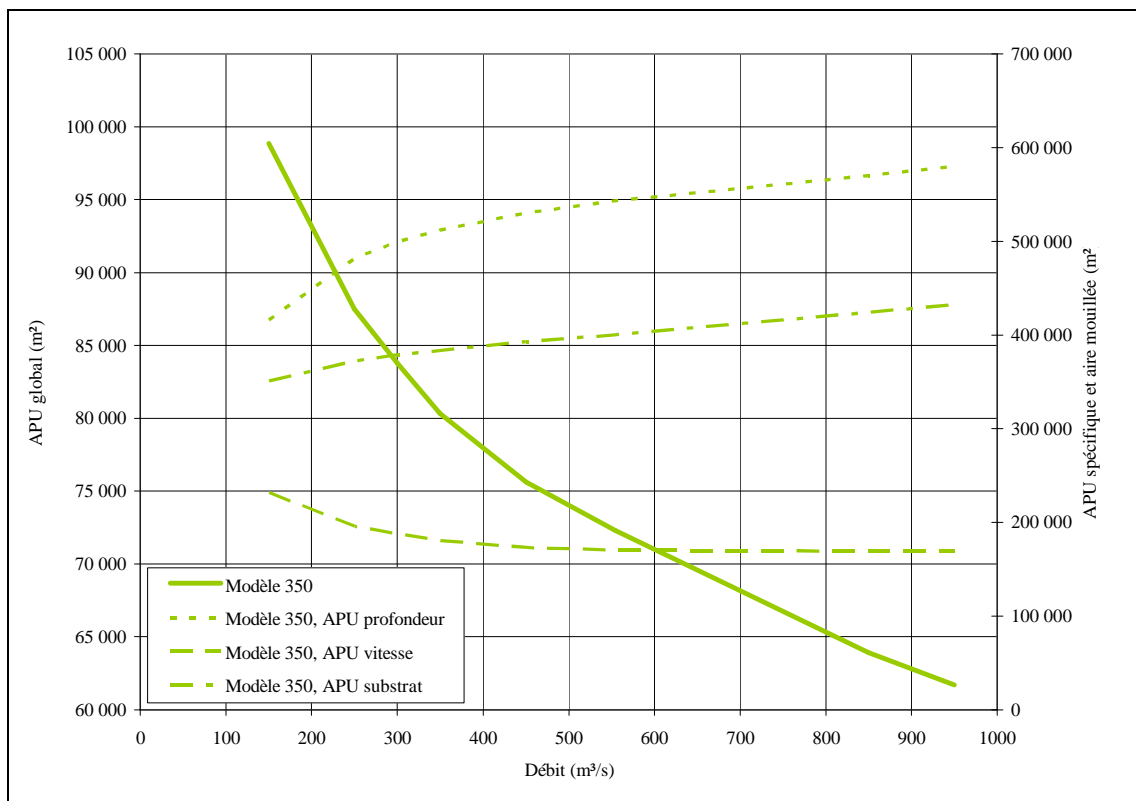


Figure 4-26: Comparaison des APU en fonction du débit, gardon adulte.

L'analyse portée aux résultats des simulations de disponibilité d'habitat en utilisant un modèle étalonné à un débit différent à celui étudié, a permis d'évaluer et de visualiser les résultats sous l'influence de l'erreur de l'assignation du coefficient de Manning sur les résultats des surfaces utiles pour le poisson. La figure 4-27 illustre les résultats de disponibilité d'habitat obtenus pour chaque modèle étalonné pour le barbeau adulte.

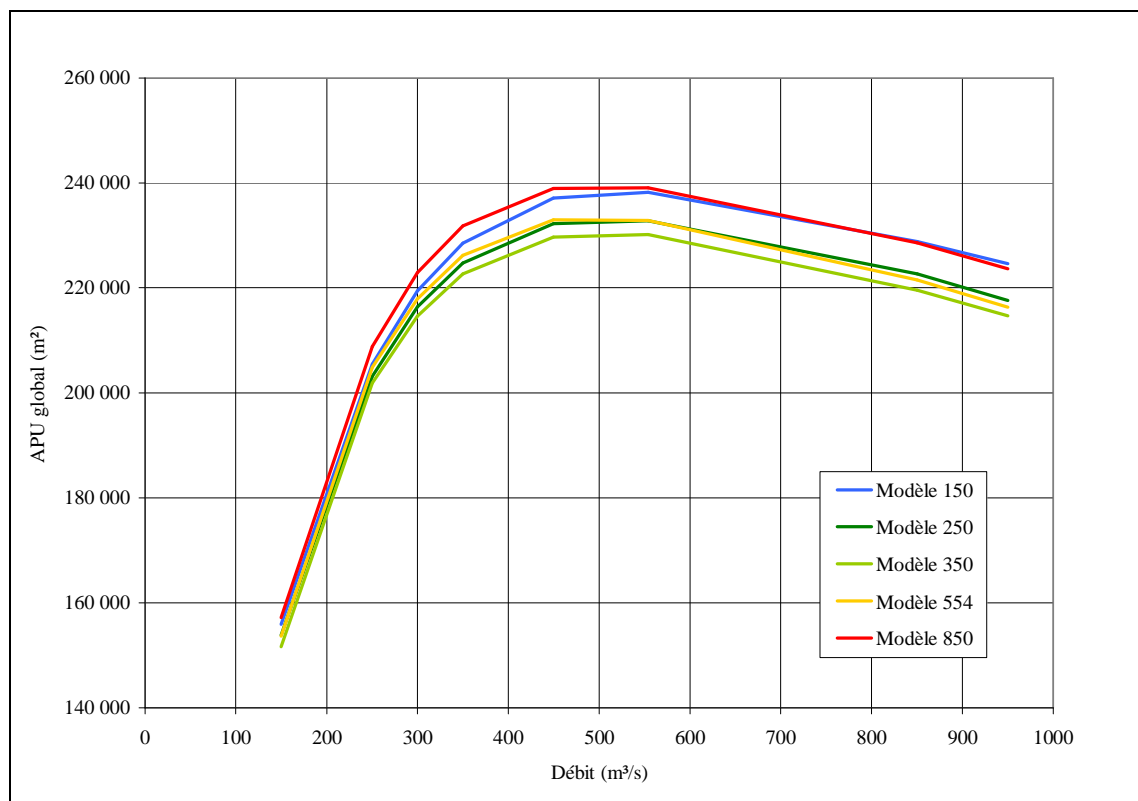


Figure 4-27: Disponibilité d'habitat pour chaque modèle étalonné. Barbeau adulte

On remarque de la comparaison entre les courbes que l'écart plus important est donné entre la disponibilité d'habitat du modèle étalonné à 350 m³/s et celui étalonné à 850 m³/s. Cet écart de la surface utile est de l'ordre de 10 % (10000 m²) dans des conditions idéales. Par ailleurs, si on compare l'APU global et les APU spécifiques des modèles étalonnés à 350 m³/s et 850 m³/s (figure 4-28) on observe l'effet des différentes variables sur les résultats globaux de la disponibilité d'habitat, notamment l'influence de la vitesse d'écoulement sur le choix du poisson.

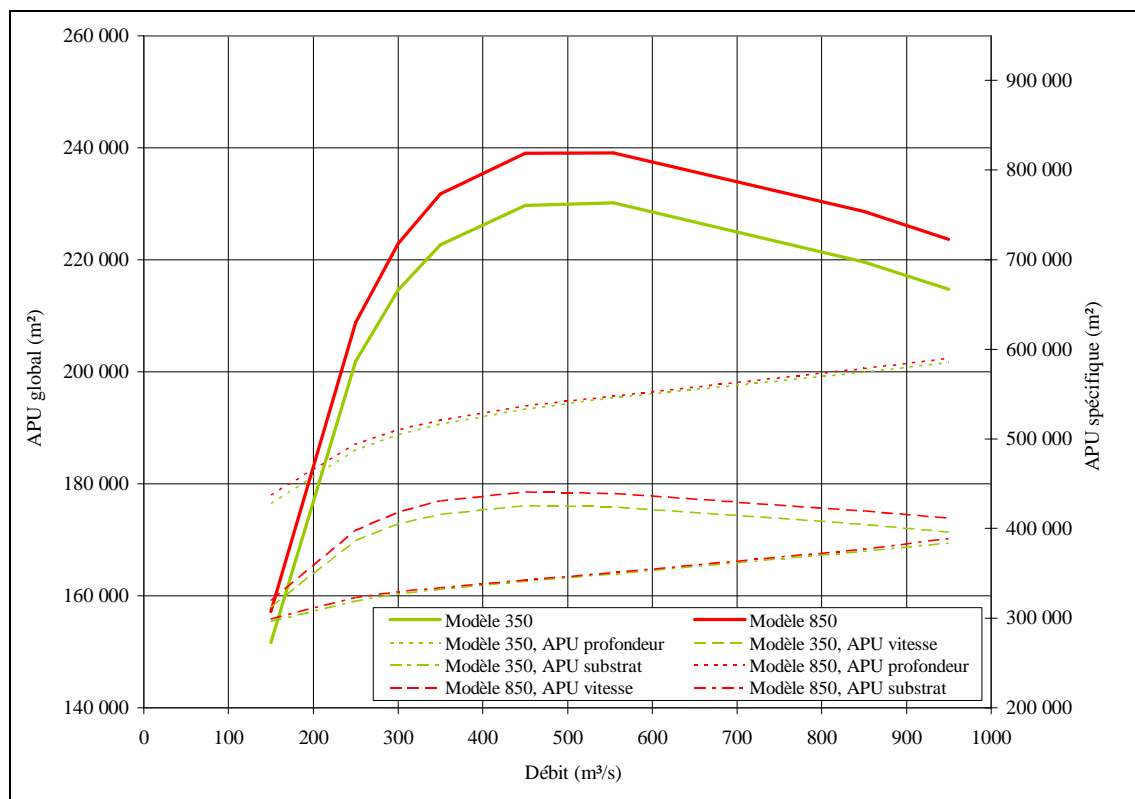


Figure 4-28: APU global et spécifiques obtenus à partir des modèles 350 m³/s et 850 m³/s. Barbeau adulte.

De même, les figures 4-29 et 4-30 montrent les résultats obtenus pour le gardon adulte, dont l'écart le plus important entre l'habitat disponible a été donné par le modèle étalonné à 350 m³/s et celui étalonné à 150 m³/s. Cet écart de la surface utile est de l'ordre de 5 % (4000 m²) dans des conditions idéales.

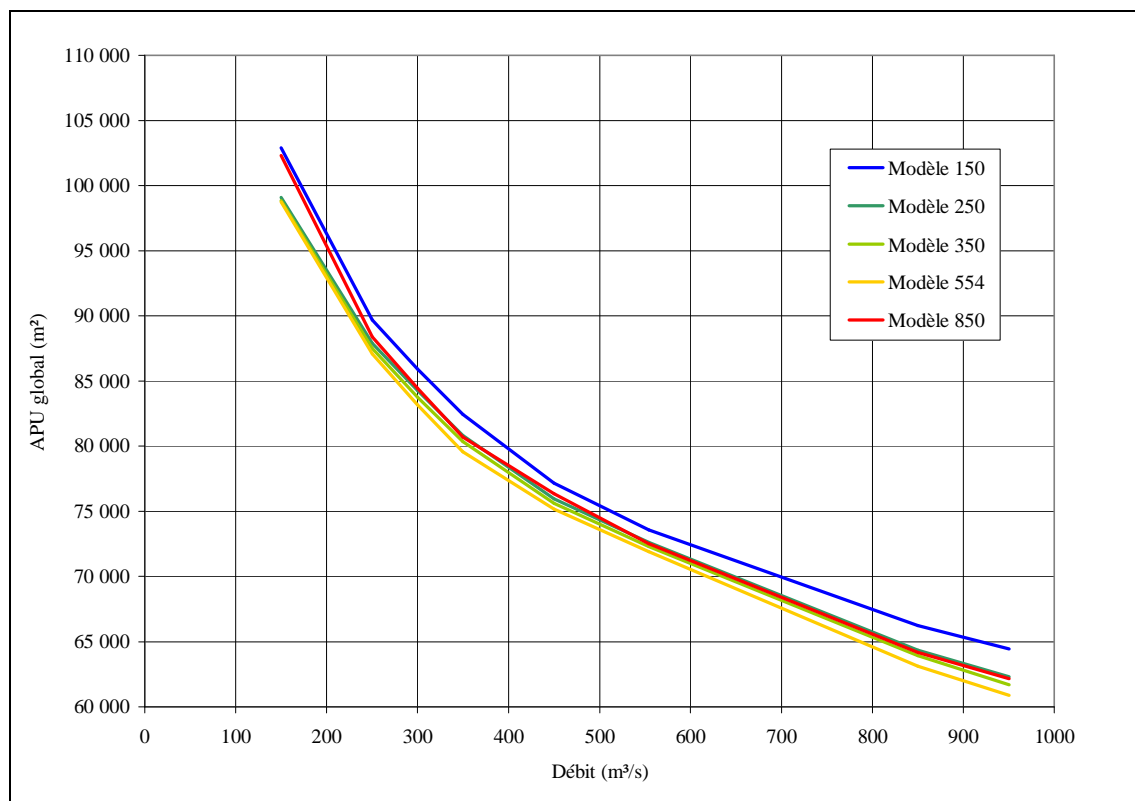


Figure 4-29: Disponibilité d'habitat pour chaque modèle étalonné. Gardon adulte

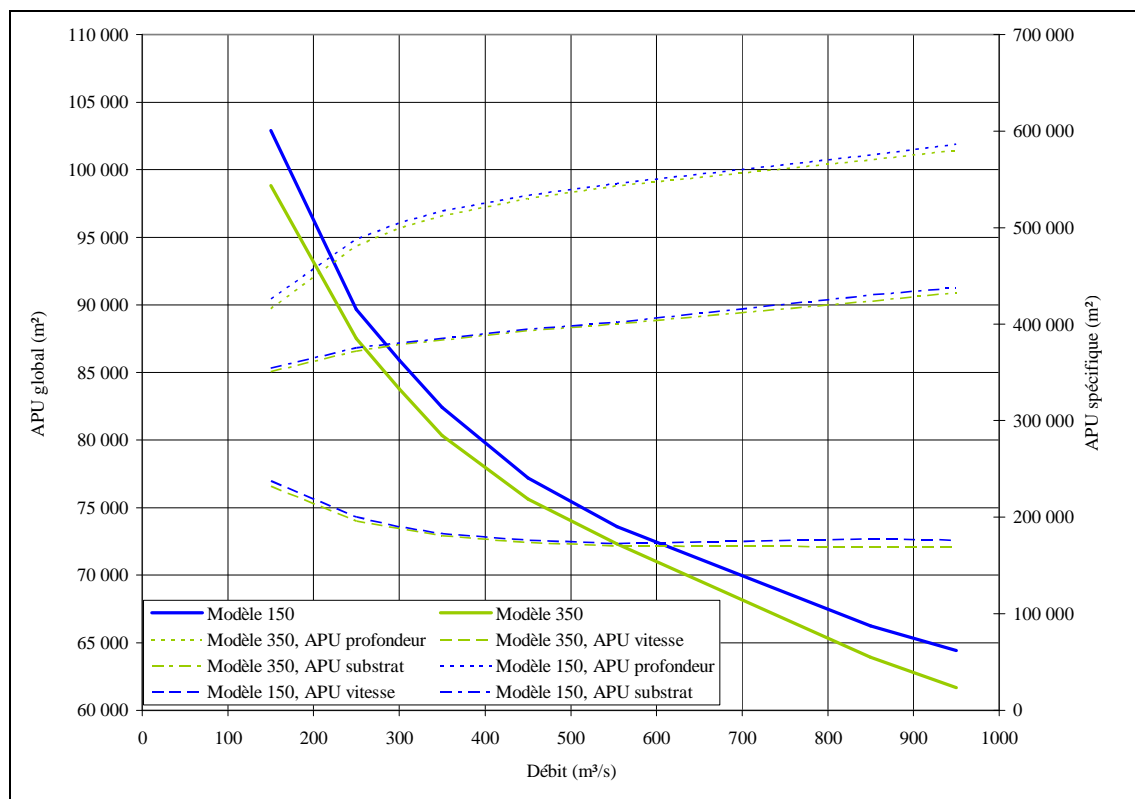


Figure 4-30: APU global et spécifiques obtenus à partir des modèles 350 m³/s et 150 m³/s. Gardon adulte.

Les figures 4-31, 4-32 et 4-33 présentent une comparaison entre les résultats des simulations numériques de la disponibilité d'habitat du barbeau et du gardon adultes obtenus à partir d'un modèle étalonné pour un débit de 450 m³/s et 350 m³/s dans le cas du gardon.

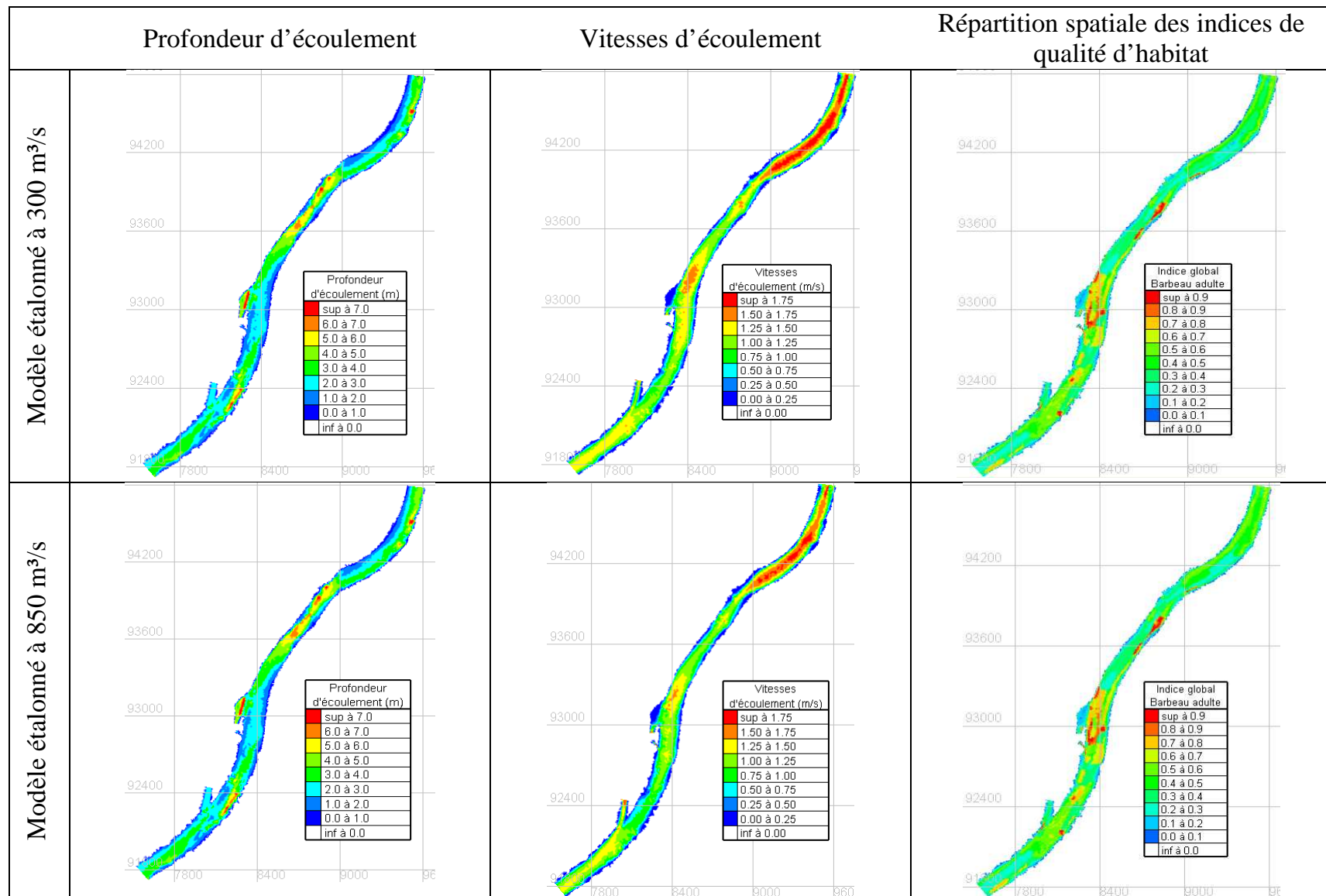


Figure 4-31: Comparaison des conditions d'habitat pour le barbeau adulte pour le débit de 450 m³/s

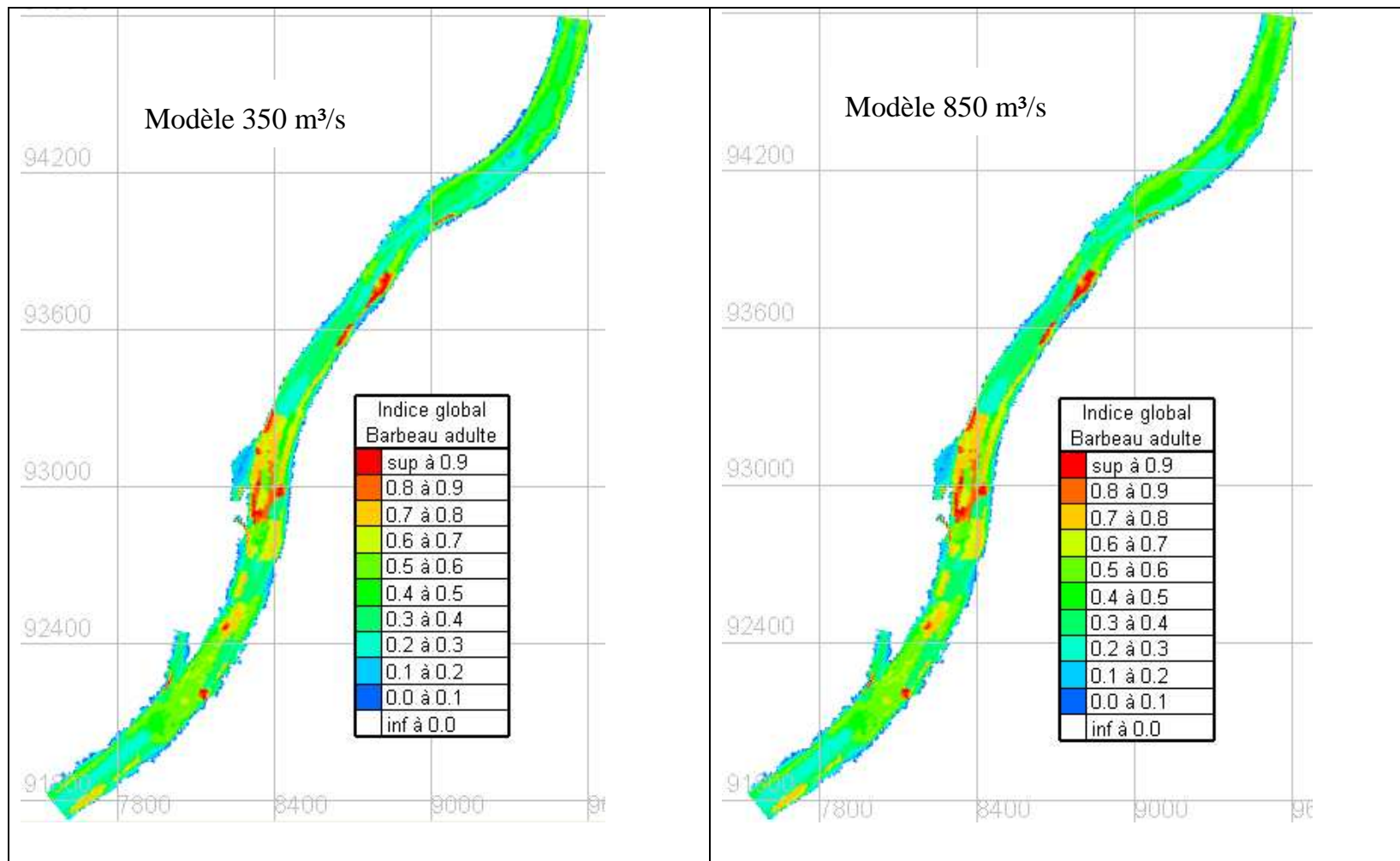


Figure 4-32: Comparaison de la répartition des indices de qualité d'habitat du barbeau adulte, débit de 450 m³/s

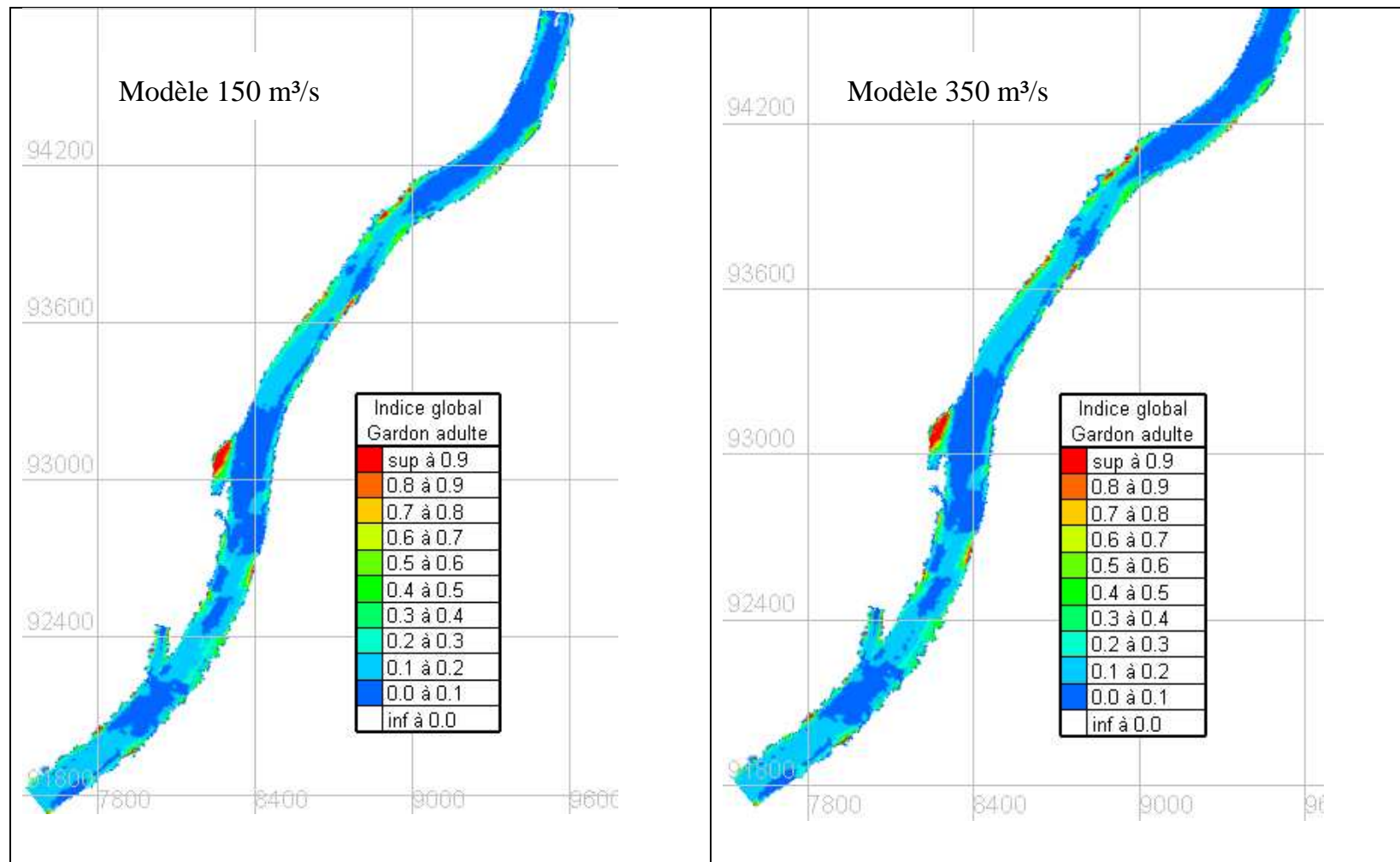


Figure 4-33: Comparaison de la répartition des indices de qualité d'habitat du Gardon adulte, débit de 350 m³/s

Les simulations réalisées pour apprécier la sensibilité des résultats de simulations hydrodynamiques en tenant les coefficients de rugosité obtenus lors de l'étape de l'étalonnage et appliqués aux débits de 850, 554, 400, 300 et 150 m³/s, ont donné les résultats illustrés dans les suivantes figures.

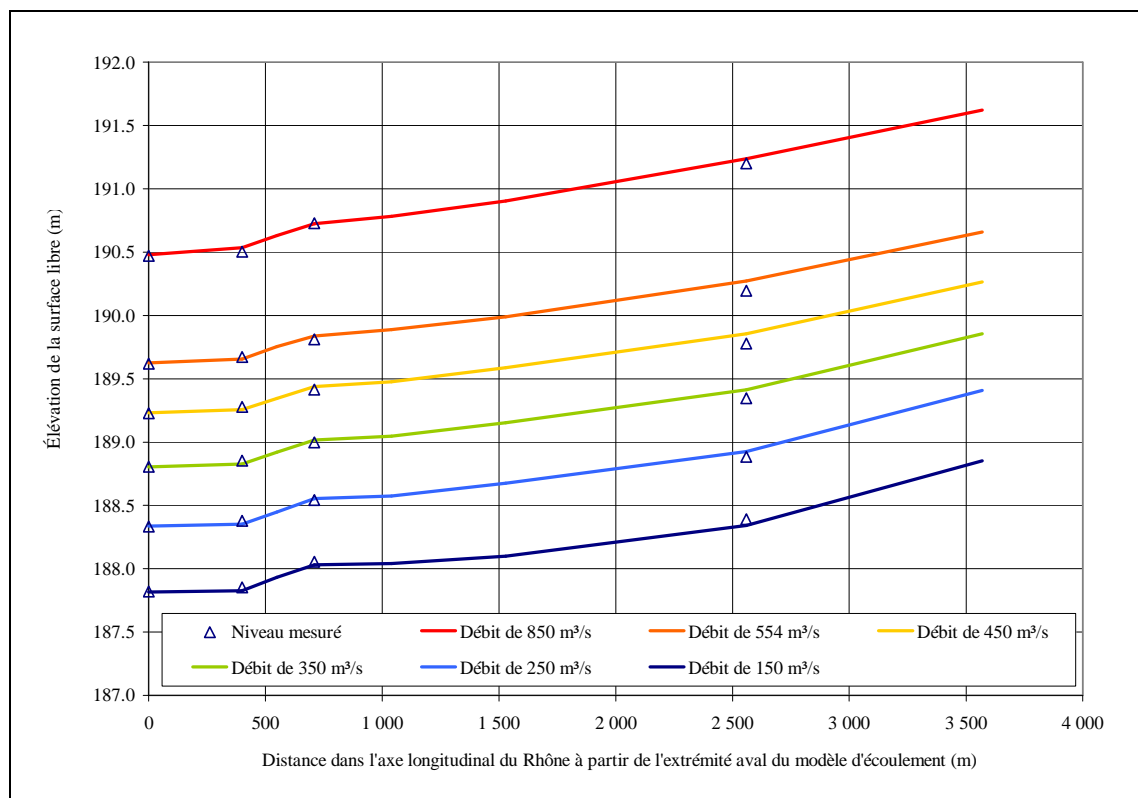


Figure 4-34: Modèle hydrodynamique étalonné à 850 m³/s comparé aux niveaux mesurés

La figure 4-34 présentant les résultats des débits 850 m³/s, 554 m³/s, 450 m³/s, 350 m³/s, 250 m³/s et 150 m³/s simulés à partir du modèle élaboré à 850 m³/s, on observe que des écarts de niveau de surface libre de l'ordre de 8 cm ont été obtenus. La figure 4-38 présente les résultats des simulations obtenues à partir du modèle élaboré à 150 m³/s, les écarts de niveau de surface libre sont de 17 cm.

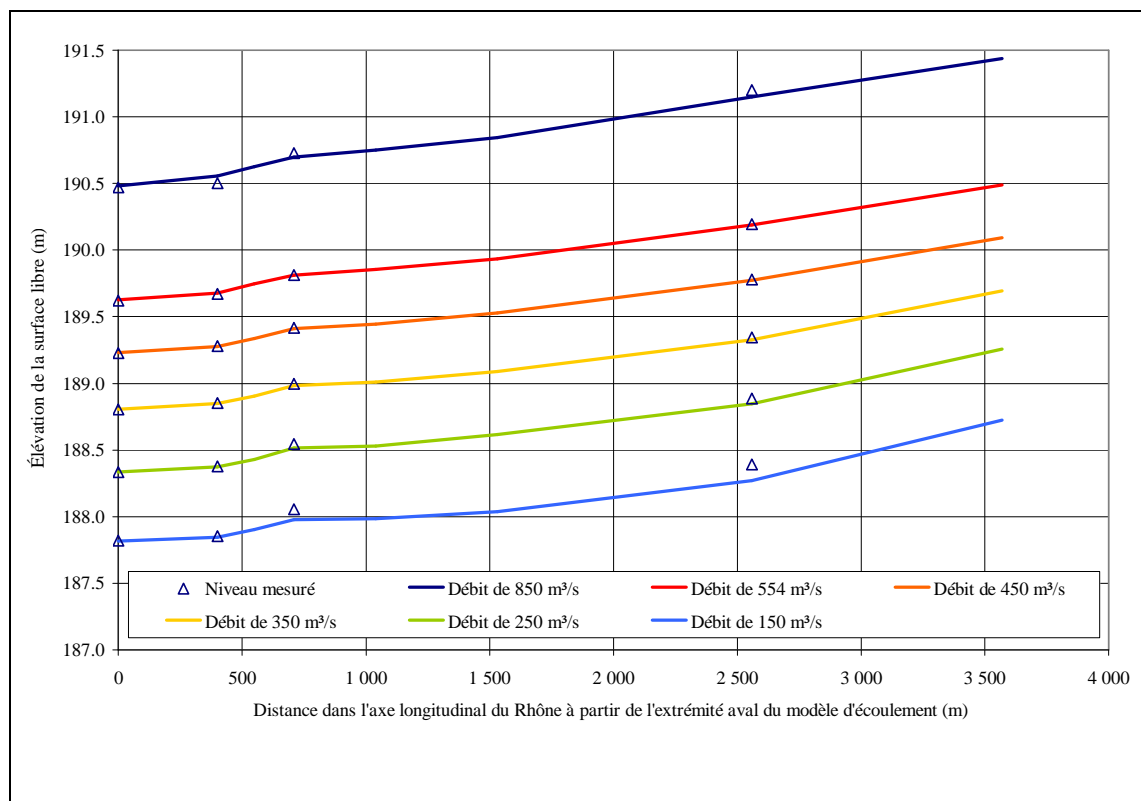


Figure 4-35: Modèle hydrodynamique étalonné à 554 m³/s comparé aux niveaux mesurés

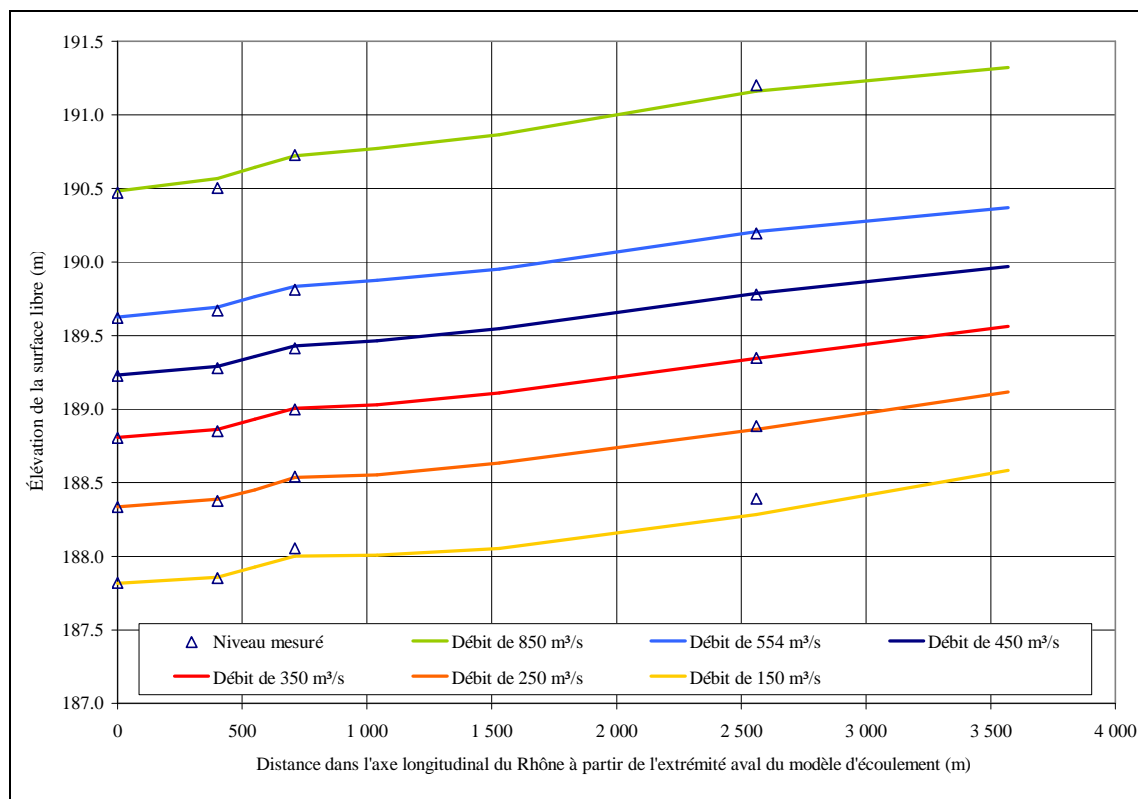


Figure 4-36: Modèle hydrodynamique étalonné à 350 m³/s comparé aux niveaux mesurés

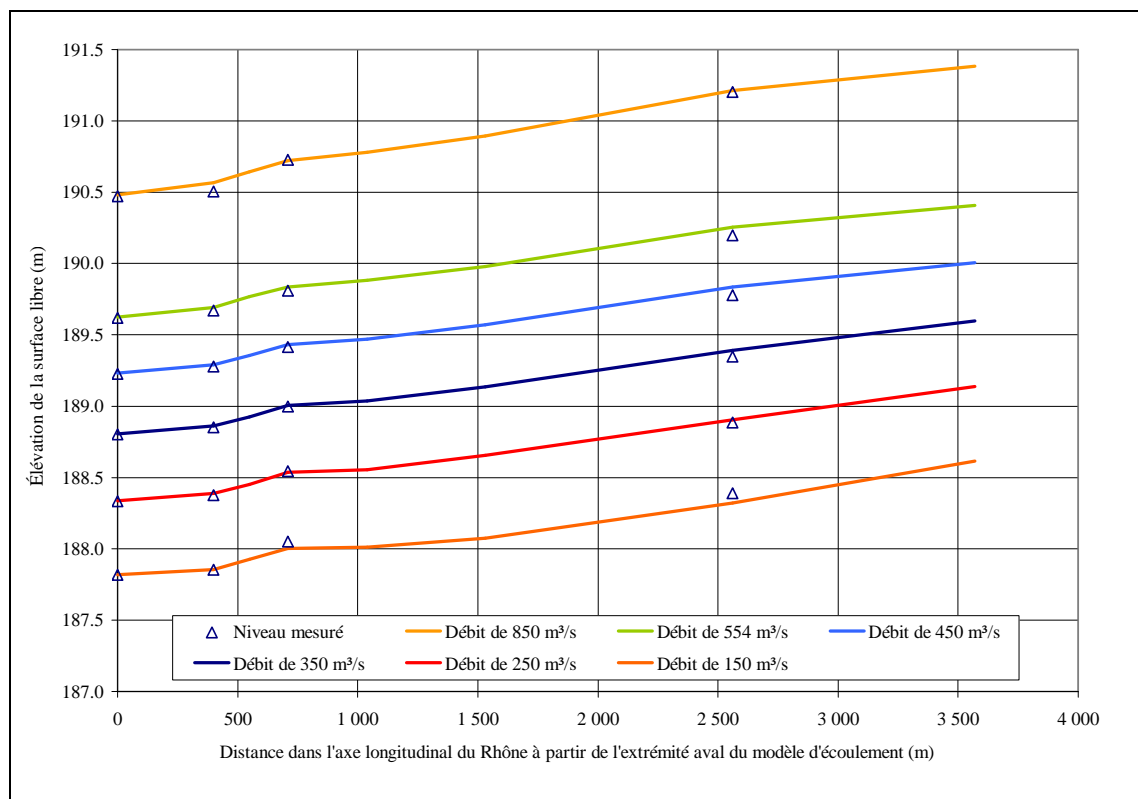


Figure 4-37: Modèle hydrodynamique étalonné à 250 m³/s comparé aux niveaux mesurés

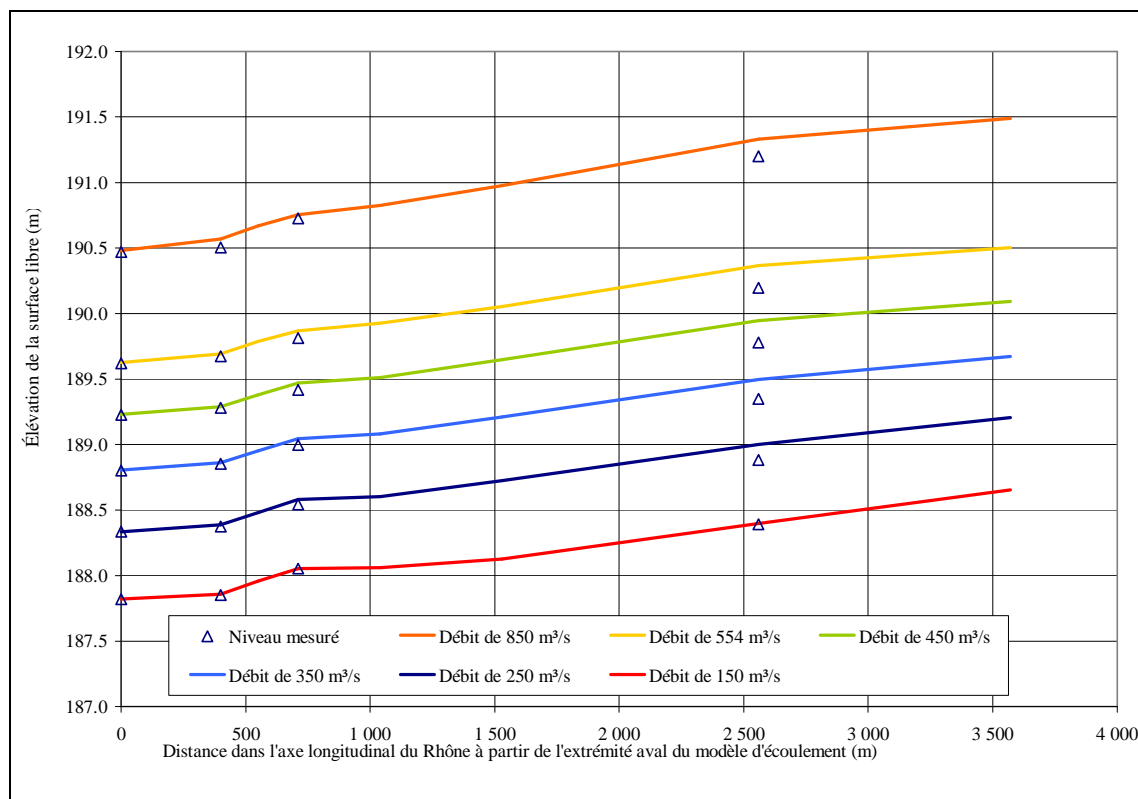


Figure 4-38: Modèle hydrodynamique étalonné à 150 m³/s comparé aux niveaux mesurés

La comparaison entre les niveaux simulés et observés pour les débits susmentionnés illustre les écarts obtenus. La comparaison des coefficients de rugosité qui ont été obtenus au terme des étalonnages associés respectivement aux autres débits permet d'illustrer les écarts. L'écart plus significatif a été obtenu à l'extrémité amont du tronçon à l'étude pour le débit de 150 m³/s, dont les résultats d'étalonnage ont servis aux simulations hydrodynamiques. Cette différence s'explique par l'écart qui prévaut entre les coefficients de rugosité associés respectivement, soit 0,025 pour le débit de 850 et 0,010 pour le débit de 150 m³/s.

Les résultats de simulations de la disponibilité d'habitat pour différents débits à partir des modèles élaborés, ne rendent pas manifeste l'influence d'une erreur dans l'attribution des coefficients de rugosité assignés au sein du secteur à l'étude. Les résultats présentés sous la forme de cartographies et de courbes en fonction du débit illustrent cette constatation.

CHAPITRE 5 DISCUSSION

La présente recherche vise à évaluer l'influence des incertitudes du coefficient de frottement sur la robustesse des résultats des simulations numériques de la disponibilité d'habitat du poisson sur le Rhône en amont de Lyon, où de nombreux paramètres environnementaux interagissent dans l'écosystème aquatique. Cette influence du coefficient de rugosité se constate en relation avec différents débits mesurés dans ce tronçon particulier. Les résultats des simulations de disponibilité d'habitat dépendent à la fois de la nature des courbes de préférences et des répercussions des erreurs d'attribution des coefficients de rugosité sur les résultats de simulations d'écoulement. Le barbeau et le gardon, dans leur stade de développement adulte, représentent les espèces objet de l'étude.

La détermination des débits réservés s'effectue généralement à partir de l'analyse de la relation entre l'APU et le débit. Selon la disponibilité d'habitat existant, les praticiens cherchent à maintenir cette quantité d'habitat après l'intervention sur un cours d'eau donné, tel qu'illustré dans la figure 5-1.

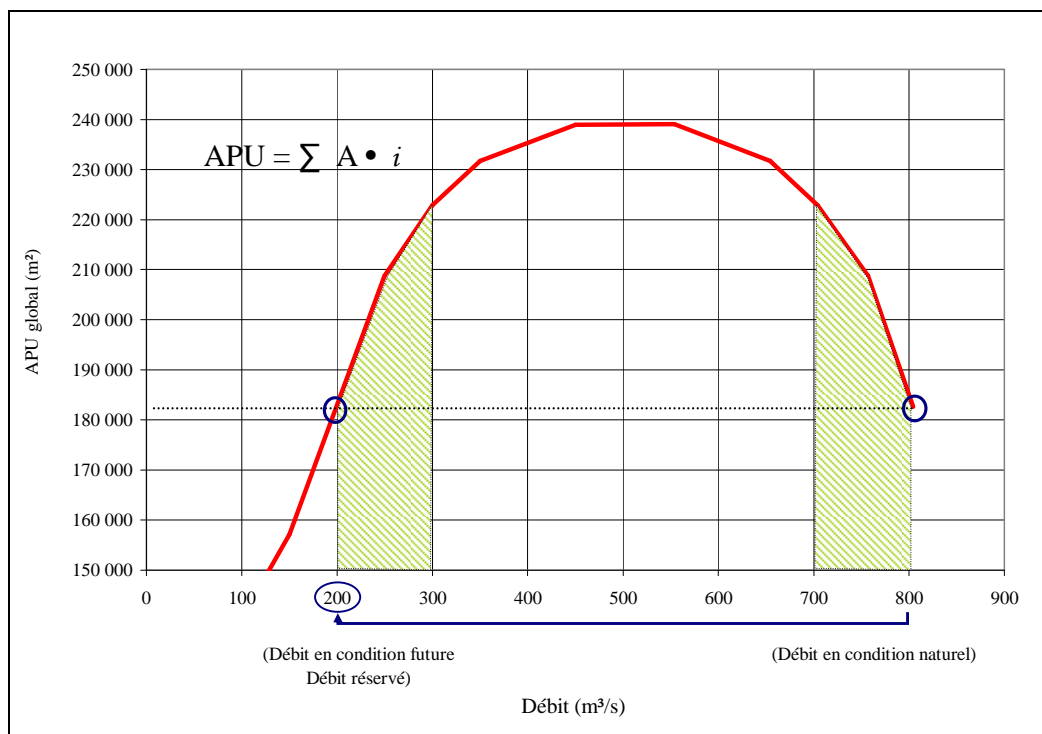


Figure 5-1: Exemple de relation entre l'APU et le débit d'un cours d'eau pour la détermination d'un débit réservé

Les résultats pour le tronçon étudié montrent que les écarts entre les courbes n'auraient pas résulté en des sélections de débits réservés significativement différents à ceux associés aux plus bas APU existants dans la rivière, tels que représentés dans la figure 5-2 et 5-3.

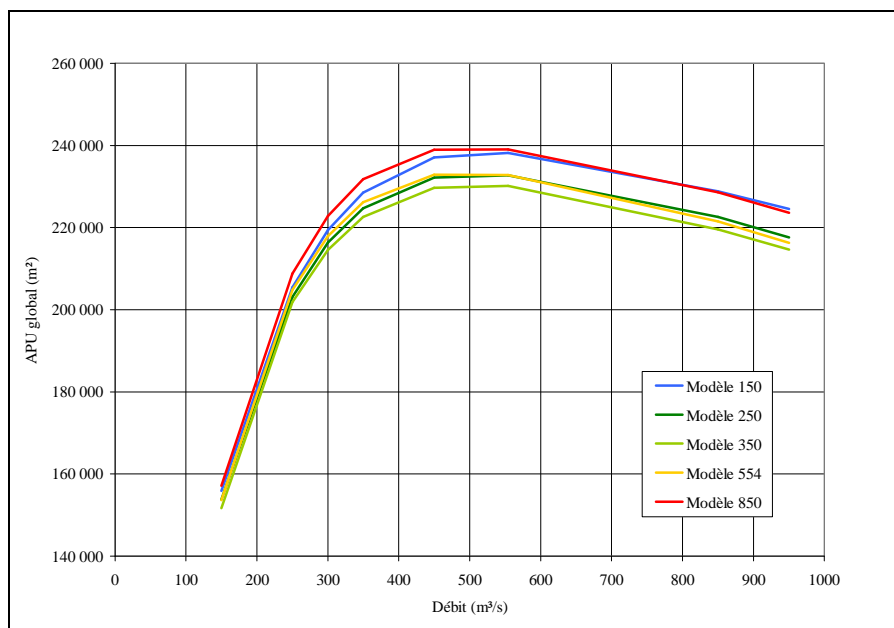


Figure 5-2: Disponibilité d'habitat pour le barbeau adulte

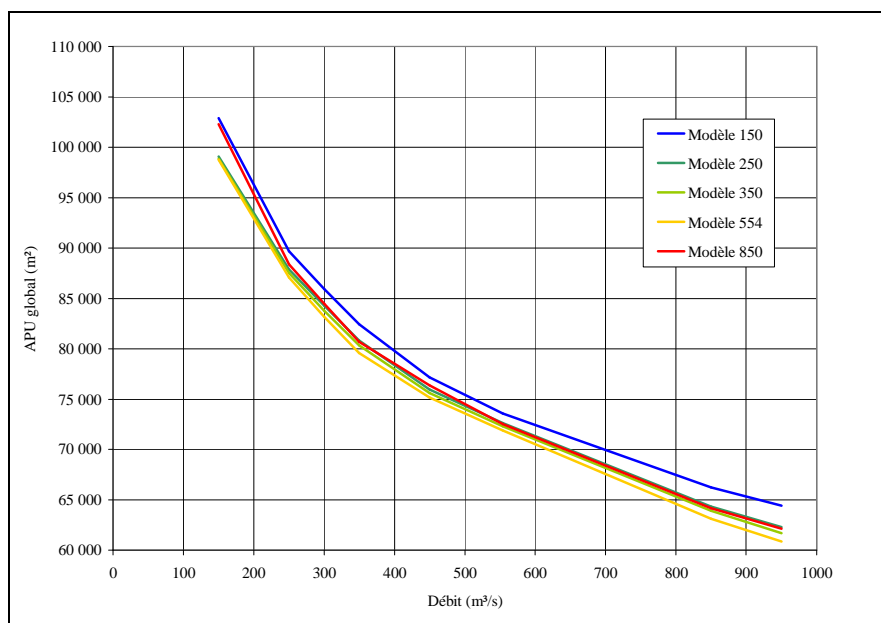


Figure 5-3: Disponibilité d'habitat pour le gardon adulte

En observant les courbes précédentes, on constate la variation de la disponibilité d'habitat en fonction du débit. De plus, il n'y a pas une sensibilité importante entre les modèles

résultant de l'étalonnage effectué pour chaque débit. En termes de répartition spatiale des habitats obtenus, les résultats présentés sous forme de cartographie dans les figures 5-4 et 5-5 ne semblent pas montrer des variations significatives dans la répartition des habitats du barbeau et du gardon. Dans le cas du barbeau, les effets sur la répartition spatiale des écarts de 10% obtenus de surface utile entre des conditions à différents débits (figure-4.17 du chapitre précédent) ne sont pas appréciés sur la cartographie, à l'exception de certain zones telles qu'indiquée dans la figure.

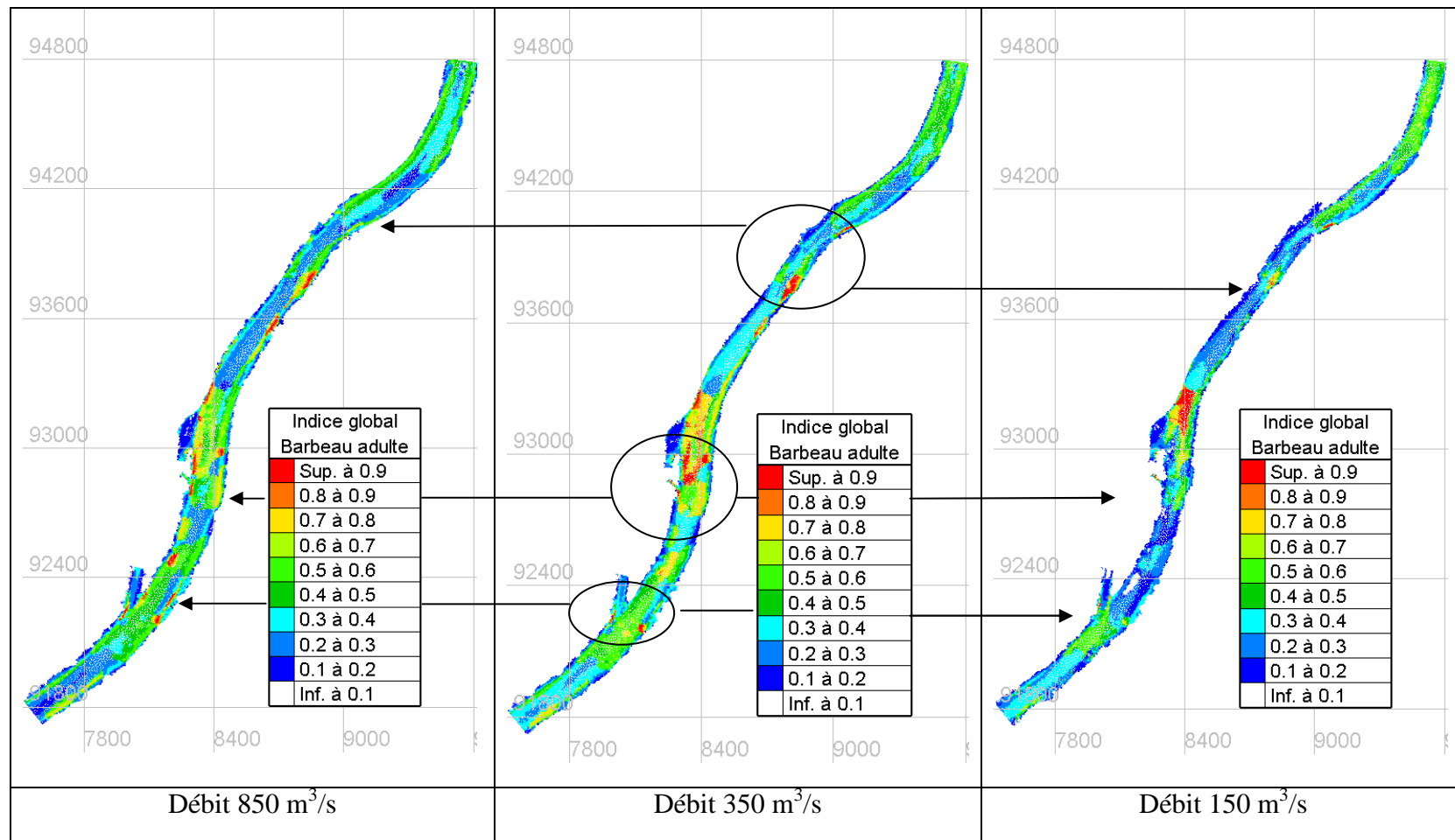


Figure 5-4: Répartition spatiale des habitats du barbeau adulte pour différents débits

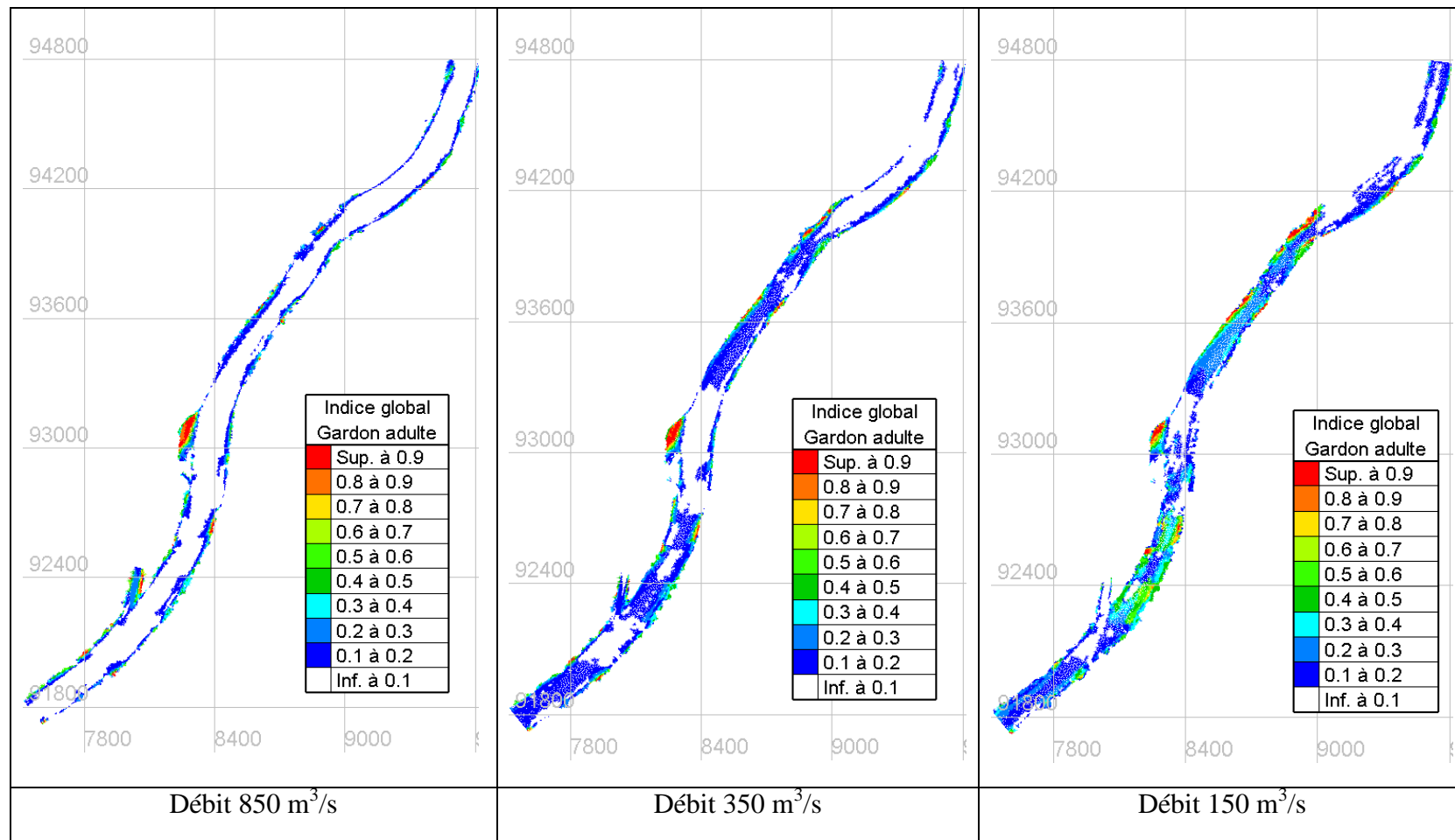


Figure 5-5: Répartition spatiale des habitats du gardon adulte pour différents débits

L'application de la démarche utilisée permet déterminer de manière conséquente les surfaces utiles préférées pour une espèce dans un stade précis de son développement. Cet aspect, d'intérêt puisque quantifiable pour l'application de la méthode de micro-habitats, s'effectue à partir de la présomption des préférences des espèces. La représentativité des courbes de préférence constitue un aspect essentiel dans la fiabilité des résultats. Tel que mentionné antérieurement, les courbes de préférences utilisées ont été jugées transférables pour les cours d'eau du sud de la France (Lamouroux *et al.* 1999).

L'analyse menée sur le Rhône pour cerner l'influence des modifications de débits sur le choix de l'habitat du poisson favorise la réalisation des simulations de disponibilité d'habitat pour une large plage de conditions hydrologiques. Cette évaluation de la robustesse des résultats de simulations numériques de disponibilité d'habitat par rapport aux incertitudes liées à l'attribution des coefficients de rugosité a permis d'aborder et d'étudier, pour un cas particulier, une problématique fréquemment soulevée dans le cadre des études de détermination de régime de débits réservés. Dans le cas étudié, les résultats de simulations de disponibilité d'habitat pour différentes conditions hydrauliques n'ont pas montré des variations importantes au sein du tronçon étudié. On ne peut, toutefois, transposer ces conclusions sur d'autres cours d'eau et tirer des constats généraux à partir de l'analyse des résultats obtenus sur un tronçon spécifique du Rhône. La répétition de ce type d'étude sur divers cours d'eau où des mesures de conditions hydrodynamiques sont disponibles dans une large gamme de conditions hydrologiques favoriserait l'établissement de constantes et possiblement l'élaboration d'interrelations entre les milieux. On remarque que ce genre d'exercices pourrait être également adapté à un contexte de suivi de la performance du maintien d'un régime de débits réservés dans les cas où on dispose d'un modèle hydrodynamique étalonné à partir de débits caractéristiques du régime hydrologique naturel et dont des conditions en maintien de débits réservés deviendraient disponibles après la mise en exploitation des infrastructures qui requière la ponction d'une portion du débit. Ces données peuvent être utilisées pour

des fins de validation ou bien pour apprécier quels types de coefficients de Manning auraient été attribués dans l'éventualité où des mesures hydrodynamiques à des débits d'une valeur similaire aux débits réservés ne seraient pas disponibles.

Par ailleurs, dans le cadre du programme de recherche initié suite à la réalisation d'un suivi visant à évaluer les conséquences de rejets d'eau chaude sur les écosystèmes du Rhône au droit de la centrale nucléaire du Bugey, les résultats d'étalonnage et validation du modèle hydrodynamique ainsi que l'appréciation de la robustesse des résultats de simulations d'habitat du poisson s'avèrent cruciaux car ces résultats peuvent être exploités comme données de base pour essayer d'interpréter le comportement de certaines espèces de poisson quant à leurs déplacements face aux changements brusques de débits ou de température de l'eau.

CONCLUSION

Le présent travail de recherche s'est intéressé à évaluer l'influence des incertitudes du coefficient de frottement sur la robustesse des résultats des simulations numériques de la disponibilité d'habitat du poisson.

La disposition de données acquises dans le cadre d'un programme de recherche visant à évaluer les conséquences des fluctuations significatives du débit ainsi que les rejets d'eau chaude sur les écosystèmes du Rhône au droit de la centrale nucléaire du Bugey ont permis caractériser les conditions d'écoulement dans la gamme complète des débits à l'intérieur de laquelle le Rhône peut fluctuer le long du tronçon étudié.

L'application de l'approche proposée, quant aux processus d'étalonnages et validations réalisés pour les données de niveaux d'eau relevés aux différents débits ainsi que la vérification des vitesses, a donné des résultats considérés adéquats. Des écarts de l'ordre de 1 cm et 2 cm ont été obtenus lors des étapes d'étalonnages et validations respectivement. Par ailleurs, des écarts des normes de vitesses ne dépassant pas 0,1 m/s ont été obtenus sur l'ensemble du site à l'étude lors de la vérification.

Au sujet des simulations des conditions d'habitat aux différents débits, l'analyse effectuée sur des coefficients de rugosité obtenus au terme de différents étalonnages, et appliquée aux simulations des conditions d'habitat, a permis de comparer des résultats, notamment sous la forme de courbe de disponibilité d'habitat et de la répartition spatiale des indices de qualité d'habitat au sein du tronçon à l'étude en fonction du débit. L'appréciation globale des résultats de simulations d'habitat à un débit donné en fonction de l'écart entre le coefficient de rugosité considéré et le coefficient de rugosité obtenu de l'étalonnage n'a pas manifesté une sensibilité significative.

Dans le cadre de la présente étude menée sur un tronçon du Rhône, les résultats de simulations de disponibilité d'habitat s'avèrent robustes par rapport aux incertitudes liées aux coefficients de rugosité attribués.

Dans la perspective plus générale de la représentativité des résultats de simulation de disponibilité d'habitat en fonction des incertitudes sur les valeurs attribuées aux coefficients de rugosité, il ne serait pas rigoureux de tirer des constats généraux à partir de l'analyse des résultats obtenus le long d'un tronçon de 3 500 m. Si bien, les résultats de simulation d'habitat n'ont pas montré une grande sensibilité aux variations des conditions hydrauliques au sein du tronçon étudié, la présente recherche suggère que le même type d'exercices soit réalisé lorsque des mesures de conditions hydrodynamiques sont disponibles dans une large gamme de conditions hydrologiques.

Il convient de mettre en perspective que l'exercice effectué dans ce travail de recherche n'a été appliqué qu'à un tronçon spécifique. En contrepartie, une attention a été portée à considérer deux espèces piscicoles recherchant des conditions distinctes d'habitat. L'intérêt de documenter le présent cas d'étude se justifie par la faible disponibilité d'exposés scientifiques traitant de l'influence des incertitudes liées aux coefficients de rugosité attribués aux simulations de disponibilité d'habitat du poisson lors des déterminations de débits réservés ou débits minimaux à maintenir dans un cours d'eau.

RÉFÉRENCES

Angilletta M.J., Steel E.A., Bartz, K.K., Kingsolver, J.G., Scheuerell, M.D., Beckman, B.R. and Crozier L.G. (2008). Big dams and salmon evolution: changes in thermal regimes and their potential evolutionary consequences. *Evolutionary Applications* ISSN, 1752-4571.

Bain M. B. (2007). *Hydropower Operations and Environmental Conservation: St. Marys River, Ontario and Michigan*. International Lake Superior Board of Control/Conseil international du lac Supérieur.

Bates, P.D., Anderson, M.G. and Hervouet, J.-M. (1995). An initial comparison of two dimensional finite element codes for river flood simulation. *Proc. Instn. Civ. Engrs., Wat., Marit. and Energy*, 112, 238-248.

Bellavance, M-E. et Brisson J. (2010). Spatial dynamics and morphological plasticity of common reed (*Phragmites australis*) and cattails (*Typha* sp.) in freshwater marshes and roadside ditches. *Aquatic Botany*, 93, 129-134.

Bikash S.M. and Neary, V.S. (2006). *Feasibility Study of Trout Habitat Enhancement in the Caney Fork River Using Boulder Cluster*. (TN 38505). Department of Civil and Environmental Engineering, Tennessee Technological University. Cookeville: Phillip W. Bettoli.

Bogan, A.E. (1993). Freshwater bivalve extinctions (Mollusca : Unionida) : a search for causes. *American Zoologist*, 33, 599-609.

Booker, D.J. and Acreman, M.C. (2007). Generalisation of physical habitat-discharge relationships. *Hydrology and Earth System Sciences* 11, 1, 141-157.

Boudreau, P., Bourgeois, G., Leclerc, M., Boudreault, A., and Belzile, L. 1996. Two-dimensional habitat model validation based on spatial fish distribution: application to juvenile Atlantic salmon of Moisie River. Proceedings of the Second IAHR International Symposium on Habitat Hydraulics, Québec City, June 1996. Ecohydraulics 2000. B365-B380.

Boudreau, P., Leclerc, M., Secretan, Y. (2004). *Centrale Eastmain-1-A et dérivation Rupert. Simulation des habitats de reproduction piscicole de la rivière Rupert avec Hydrosim/Modeleur*. (ISBN:2-89146-308-0). *Rapport sectoriel*. Québec : INRS Eau, Terre et Environnement.

Bovee, K.D. and Milhous, R.T. (1978). *Hydraulic simulation in instream flow studies: theory and techniques*. *Instream Flow Information* (5). U.S.:Fish and Wildlife Service.

Bovee, K.D. (1982). *A guide to stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology*. *Instream Flow Information* (12), U.S.:Fish and Wildlife Service.

Bovee, K. (1996). Perspectives on Two-Dimensional River Habitat Models: the PHABSIM Experience. Quebec, Ecohydraulics 2000, 2nd International Symposium on Habitat Hydraulics, Proceedings. ISBN 2-89146-379-X, (B), 149-162.

Bravard, J.P. et Petts, G.E. (1993). Interférences avec les interventions humaines. In : Amoros C. et G.E. Petts, *Hydrosystèmes fluviaux, Paris, Masson, coll. Ecologie, 24*, 233-253.

Camargo, J.A. et Garcia de Jalon, D. (1990). The downstream impacts of the Burgomillodo reservoir, Spain. *Regulated River : Research & Management*, 5(4), 305-317.

Capra, H., Sabaton, C., Gouraud, V., Souchon, Y. and Lim, P. (2003). Apopulation dynamics model and habitat simulation as a tool to predict brown trout demography in natural and bypassed stream reaches. *River Research and Applications*, 19, 551-568.

Carlson, S.M. et T.R. Seamons. (2008). A review of quantitative genetic components of fitness in salmonids: implications for adaptation to future change. *Evolutionary Applications*, 1, 222-238.

Carrel G., Desaint B., Fruget J.F., Khalanski M., Olivier J.M., Poirrel A. et Souchon Y. (2006). *Étude thermique globale du Rhône - Phase III (Lot. 4) Synthèse et conclusions*. Lyon. CEMAGREF.

Cooper, A.J. (1996). *Telemac Modeling System. Validation Document, (Rapport EDF-DER, HE-43/96/006A)*, France : *Électricité de France*.

Croze O. et Larinier M. (2007). Mitigation de l'impact des seuils et barrages sur la circulation des poissons migrateurs en rivière : solutions techniques et limites. *Colloque Grands aménagements maritimes et fluviaux. Techniques nouvelles de conception et insertion environnementale*. Paris : *SHF-AIPCN - CETMEF*, 155-159.

Cushman, R.M. (1985). Review of ecological effects of rapidly varying flows downstream from hydroelectric facilities. *North American Journal of Fisheries Management*, 5, 330-339.

Danish Hydraulic Institute water and environment. (2004). *MIKE21 HD, Software Manual*. [Logiciel]. Danmark: DHI.

Dunbar, M.J. and Acreman, M.C. (2001). "Hydroecology: linking hydrology and aquatic ecology". *Applied hydroecological science for the 21 Century*. Acreman, M.C., IAHS Pub.

Einner, A., Young, C., Schneider, M. and Kopecki, I. (2005). MesoCASiMiR - new mapping method and comparison with other current approaches, COST 626, Proceedings from the final meeting in Silkeborg, Denmark, 19-20.

Faure, T., Quach, T., Joannette, J., Briand, M. et Mcneil, É. (2003). Propagation d'onde de rupture de barrages et de crue. Applications de modélisation 2D. *Revue européenne des éléments finis*, 12(2), 345-360.

Fash, K.D. and Bestgen, K.R. (1997). Ecology of fishes indigenous to the central and southwestern Great Plains. *Ecology and Conservation of Great Plains vertebrates*. New York: Knopf, Fl. & Samson F.B.

FAUNE ET PARCS QUÉBEC. (1999). *Politique de débits réservés écologiques pour la protection du poisson et de ses habitats*. Québec : Direction de la faune et des habitats.

Gehrke, P. C., Brown, P., Schiller, C. B., Moffatt, D. B. et Bruce, A. M. (1995). River regulation and fish communities in the Murray-Darling river system, Australia. *Regul. Rivers: Research and Management* 11, 363–375.

Génivar Inc. (2004). *Centrale de l'Eastmain-1-A et dérivation Rupert. (Rapport sectoriel 18). Détermination du régime de débits réservés écologiques*. Montréal (Qc): Hydro-Québec.

Ginot, V. et Souchon, Y. (1995). *EVHA. Évaluation de l'habitat physique du poisson en rivière. Guide méthodologique*. [Logiciel]. France : Ministère de l'Environnement, Dit. de l'Eau.

Girard P. et Elie P. (2007). *Les mécanismes d'induction de stress chez les poissons des eaux douces, estuariennes et marines et leurs répercussions : proposition d'un indice anatomomorphologique et parasitaire externe pour l'évaluation de l'état de santé des poissons* (113). France : Etude Cemagref.

Guay, J.C., Boisclair, D., Rioux, D., Leclerc, M., Lapointe, M. and P. Legendre. (2000). Development and validation of numerical habitat models for juveniles of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57, 2065-2075.

Hervouet, J.M, Van Haren L. (1994). *TELEMAC-2D Version 3.0, Principe Note*. Electricité de France, Département Laboratoire National d'Hydraulique.

Hervouet, J.M. (2003). Hydrodynamique des écoulements à surface libre. Modélisation numérique avec la méthode des éléments finis. (Edition). Paris : Presses de l'école nationale des Ponts et Chaussées.

Hill, M.T., Platts, W.S. and Beschta, R.L. (1991). Ecological and Geomorphological Concepts for Instream and Out-of-Channel Flow Requirements. *River*, 2 (30), 198-210.

Hydro-Québec. (2005). *Centrale de l'Eastmain-1-A et dérivation Rupert. Complément de l'étude d'impact sur l'environnement. Réponses aux demandes de renseignements additionnels de l'administrateur provincial de la Convention de la Baie James et du Nord québécois et de la Commission fédérale d'examen. Volume 2, Réponses 138 à 225*. Montréal (Qc) : Hydro-Québec.

Jorde, K. (1996). *Ecological Evaluation of Instream Flow Regulations based on Temporal and Spatial Variability of Bottom Shear Stress and Hydraulic Habitat Quality. Proceedings of the second International Symposium on Habitat Hydraulics, Ecohydraulics 2000, Quebec City, June 1996, Volume B, 163-174*.

Jowett, I.G. (1997). Instream Flow Methods: a comparison of approaches. *Regulated Rivers: Research & Management*, 13, 115-127

Jowett, I.G., 1989. *River Hydraulic and habitat simulation, RHYHABSIM computer manual*. New Zealand fisheries miscellaneous Report 49. Ministry of Agriculture and Fisheries, Christchurch, New Zealand.

Jutila, E. and Jokikokko, E. (2008). Seasonal differences in smolt traits and post-smolt survival of wild Atlantic salmon, *Salmo salar*, migrating from a northern boreal river. *Fisheries Management and Ecology*, 15, 1-9.

- Jutila, E., Jokikokko, E. and M. Julkunen. (2006). Long-term changes in the smolt size and age of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in a northern Baltic river related to parr density, growth opportunity and postsmolt survival. *Ecology of Freshwater Fish*, 15. 321-330.
- Killingtviet, A. and Harby, A. (1994). Multipurpose planning with the River System Simulator. A decision support system for water resources planning and operation. *Proceeding of the First International Symposium on Habitat Hydraulics*, Norwegian Institute of Technology, Trondheim, Norway.
- Kondolf, G.M., and R.R. Curry. (1986). Channel erosion along the Carmel River, Monterey County, California. *Earth Surface Processes and Landforms* 11, 307-319.
- Lamouroux, N., Capra, H., Pouilly, M. et Souchon, Y. (1999). Fish habitat preferences in large streams of southern France. *Freshwater Biology*, 42, 673-687.
- Lamouroux, N., et Jowett, I.G. 2005. Generalized instream habitat models. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62(1), 7-14.
- Lamouroux, N., Mérioux, S., Capra, H., Dolédec, S., Jowett, I.G. and Statzner, B. (2010). The Generality of Abundance-Environment Relationships in Microhabitats: A Comment on Lancaster and Downes (2009). *River Research and Applications*.
- Leclerc, M., Boudreault, A., Bechara, J.A. and Corfa, G. (1995). Two-Dimensional Hydrodynamic Modeling: A Neglected Tool in the Instream Flow Incremental Methodology. *Transaction of the American Fisheries Society*, 124, 645-662.
- Leclerc, M., Morin, J., Secretan, Y. et Boisclair, D. (2003). Review of 2D aquatic habitat modeling applications and methodological concerns in Quebec. *Proceedings of the International IFIM User's Workshop* (1-5 juin 2003, Fort Collins, États-Unis)
- Léger L. (1909). Principes de la méthode rationnelle du peuplement des cours d'eau à salmonidés. *Travaux du Laboratoire de Pisciculture de Grenoble*, 1, 533-568.

Léger L. (1945). Économie biologique et productivité de nos rivières à cyprinidés. *Bulletin Français de Pisciculture*. 139, 49-69.

Lencaster, J., Downes, B.J. (2009). Linking the hydraulic world of individual organisms to ecological processes: putting ecology into ecohydraulics. *River Research and Applications*.

Lencaster, J. and Downes B.J. (2010), Linking the Hydraulic World of Individual Organisms to Ecological Processes: Putting Ecology into Ecohydraulics. *River Research and Applications*, 26, 385-403.

Ligon, F.L., Dietrich, w.E. and Trush, W.J. (1995). Downstream Ecological Effects of Dams: geomorphic perspective. *BioScience*, 183-192.

Lloyd, P.M, Stansby, PK. (1997). Shallow-water flow around model conical islands of small side slope. I. Surface piercing. *ASCE Journal of Hydraulic Engineering* 123, 1057-1067.

Mathur, D., Bason, W.H., Purdy, E.J. and Silver, C.A. (1985), A critique of the Instream Flow Incremental Methodology. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42, 825-831.

Mathur D. (1986). Reply to “In Defense of the Instream Flow Incremental Methodology” by Orth and O.E. Maughan. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 43, 1093-1094.

Milhous, R.T. (1990). *User’s Guide to Physical Habitat Simulation System – Version II*. Instream Flow Paper 32. U.S. Fish and Wildlife Service Biological Report 90. Fort Collins, Colorado.

Mingelbier, M. et Morin, J. (2005). Modélisation numérique 2 D de l'habitat des poissons du Saint Laurent fluvial pour évaluer l'impact des changements climatiques et de la régularisation. *Naturaliste Canadien*. 129, 96-102.

Morhardt, J.E. (1986). *Instream Flow Methodologies* (EPRI EA-4819). Palo Alto, California. Electric Power Research Institute.

Morin, J., Champoux, O., Martin, S. et Turgeon, K. (2005). *Modélisation intégrée de la réponse de l'écosystème dans le fleuve Saint-Laurent : Rapport final des activités entreprises dans le cadre du Plan d'étude sur la régularisation du lac Ontario et du fleuve Saint-Laurent. Rapport scientifique SMC Québec (Section Hydrologie RS-108)*, Environnement Canada, Sainte-Foy, Groupe de travail technique sur l'environnement du Groupe d'étude International sur le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent (Commission Mixte Internationale).

Moir H.J, Pasternack, G.B. (2010). Substrate requirements of spawning Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) are dependent on local channel hydraulics. *River Research and Applications* 26, 456-468

Naesje T., Jonsson, B. and Skurdal, J. (1995). Spring flood: a primary cue for hatching of river spawning Coregoninae. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 52, 2190-2196.

Nokora, V. (2010). Hydrodynamics of Aquatic Ecosystems: an Interface between Ecology, Biomechanics and Environmental Fluid Mechanics. *River Research and Applications*, 26, 367-384.

Olsen, N.R.B. and Alfredsen, K. (1994). A three-dimensional model for calculation of hydraulic parameters for fish habitat. *IAHR Conference on Habitat Hydraulics, Trondheim, Norway*.

Orth D.J., Maughan O.E. (1986). In Defense of the Instream Flow Incremental Methodology. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 43, 1092-1093.

Orth, D.J., (1987). Ecological considerations in the development and application of instream flow habitat models. *Regulated Rivers*, 1, 171-181.

Orth, D.J. (1997). Ecological considerations in the development and application of instream flow-habitat models. *Regulated Rivers, Research and Management*, John Wiley and Sons, 1, 171-181.

Petts G.E. (2009). Instream flow science for sustainable river management. *Journal of the American Water Resources Association* 45, 1071-1086.

Pouilly, M., Valentin, S., Capra, H., Ginot, V. et Souchon, Y. (1995). Note technique : Méthode des microhabitats, principes et protocoles. Application. *Bulletin Français de Pêche et de Pisciculture*, 336, 41-54.

Pouilly M., Souchon Y., (1995). Méthode des microhabitats : validation et perspectives. *Bulletin Français de Pêche et de Pisciculture*, (337, 338, 339), 329-336.

Power, M.E., Sun, A., Parker, M., Dietrich, W. E. et Wootton, J.T. (1995). Hydraulic food-chain models: an approach to the study of food web dynamics in large rivers. *BioScience*, 45, 159-167.

Reiser, D.W., Ramey, M.P., Beck, S., Lambert, T.R. and Geary, R.E. (1989). Flushing flow recommendations for maintenance of salmonid spawning gravels in a steep, regulated stream. *Regulated Rivers: Research & Management*, 3, 267-275.

Rice, S.P., Little, S., Wood, P.J., Moir, H.J. and Vericat, D. (2010). The Relative Contributions of Ecology and Hydraulics to Ecohydraulics. *River Research and Applications*, 26, 363-366.

Rivinoja P., McKinnell S. and Lundqvist H. (2001). Hindrances to upstream migration of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in a northern Swedish river caused by a hydroelectric power-station. *Regulated Rivers: Research and Management* 17, 101-115.

Roy, M.L., Roy, A.G. and Legendre, P. (2010). The Relations Between Standard Fluvial Habitat Variables and Turbulent Flow at Multiple Scales in Morphological Units of a Gravel-Bed River. *River Research and Applications*, 26: 439-455.

Scheidegger, K.J. et Bain. M.B (1995). Larval fish in natural and regulated rivers: assemblage composition and microhabitat use. *Copeia*, (1), 125-135.

Scott, D. and Shirvell, C.S. (1987). A critique of the instream flow incremental methodology and observation on flow determination in New Zealand. 3rd *International Symposium on Regulated Streams*. Edmond, Alberta: Kempler, J.B. and Craig, Plenum Press.

Scruton, D.A., Booth R.K., Pennell C.J., Cubitt F., McKinley R.S. and Clarke K.D. (2007). Conventional and EMG telemetry studies of upstream migration and tailrace attraction of adult Atlantic salmon at a hydroelectric installation on the Exploits River, Newfoundland, Canada. *Hydrobiologia* 582, 67-79.

Souchon, Y., Trocherie, F., Fragnoud, E. et Lacombe, C. (1989). Les modèles numériques des microhabitats des poissons : application et nouveaux développements. *Revue des sciences de l'eau*, 2(4), 807-830.

Souchon, Y., Valentin, S., et Capra, H. (1998). Peut-on rendre plus objective la détermination des débits réservés par une approche scientifique? *La Houille Blanche*, (8), 41-45.

Steffler, P. and Blackburn, J. (2002). River2D, Two-Dimensional Depth Averaged Model of River Hydrodynamics and Fish Habitat, User's Manual. Alberta: University of Alberta.

Taylor, D.W. (1982). *Eastem Sierra riparian vegetation: ecological effects of Stream diversion* (6). California: Mono Basin Research Group Contribution.

Tennant, D.L. (1976). Instream flow regimes for fish. *Wildlife, recreation and related environmrntal ressources. Fisheries, 1, (4)*, 6-10.

Thorstad E.B., Forseth T., Aasestad I., Okland F. & Johnsen B.O. (2005a). In situ avoidance response of adult Atlantic salmon to waste from the wood pulp industry. *Water, Air and Soil Pollution 165*, 187-194.

Thorstad E.B., Fiske P., Aarestrup K., Hvidsten N.A., Harsaker K., Heggberget T.G. & Okland F. (2005b). Upstream migration of Atlantic salmon in three regulated rivers. *M.T. Spedicato, G. Lembo & G. Marmulla, Aquatic Telemetry: Advances and Applications. Rome: FAO-COISPA*, 111-121.

Van de Wolfshaar, K. E., Ruizeveld deWinter A. C., Straatsma M. W., Van Den Brink, N. G. M. And Leeuw, J. J. (2010). Estimating Spawning Habitat Availability in Flooded Areas of the River Waal, the Netherlands. *River Research and Applications 26*, 487-498.

Wesche, T.A. and Richard, P.A. (1980). *A summary of instream flow methods for fisheries and related research notes. Eisenhower Consortium Bulletin 9*.

Williams, J.G. (1996). Lost in space: minimum confidence intervals for idealized PHABSIM studies. *Transactions of the American Fisheries Society, 125*, 458-465.

ANNEXE 1 – Figures

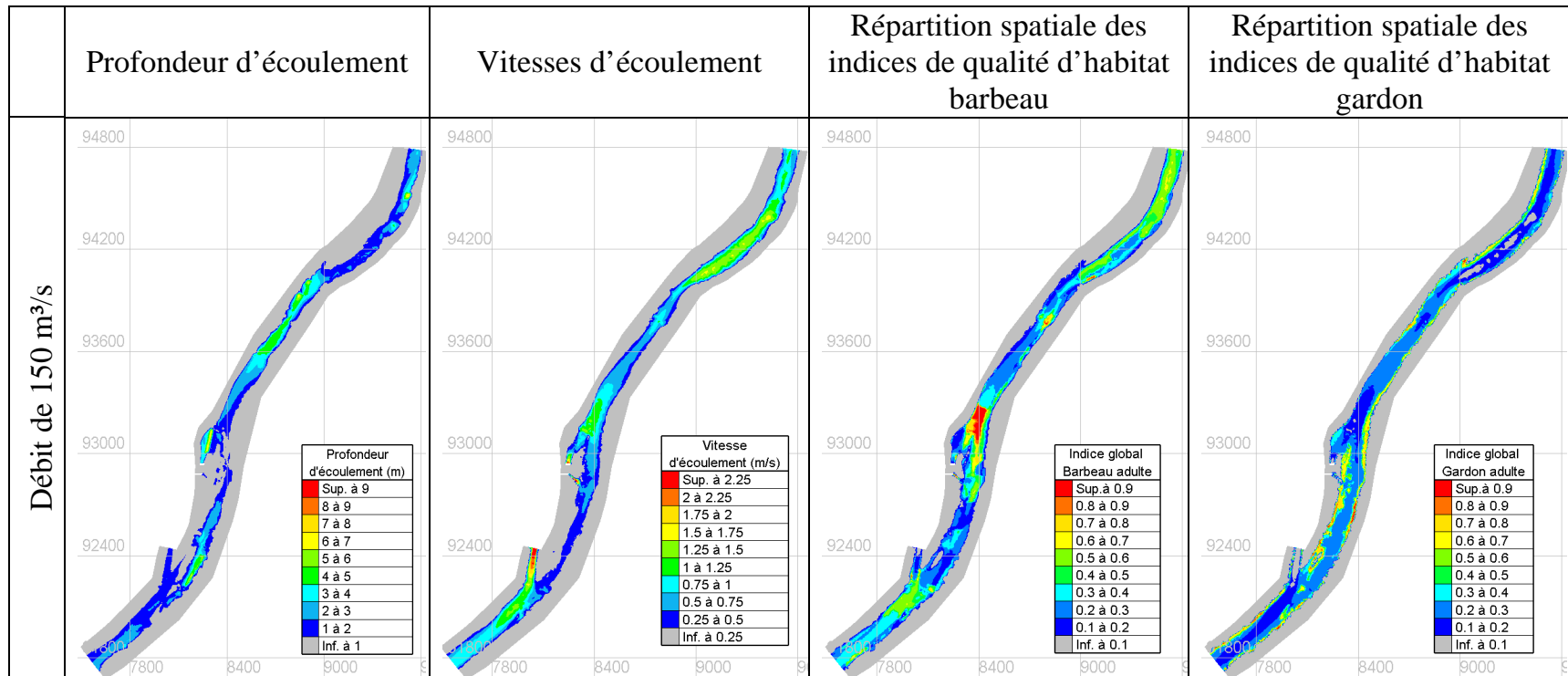


Figure A-6: vitesses d'écoulement, profondeurs et de l'habitat disponible pour le barbeau et gardon adulte pour le débit du Rhône de 150 m³/s

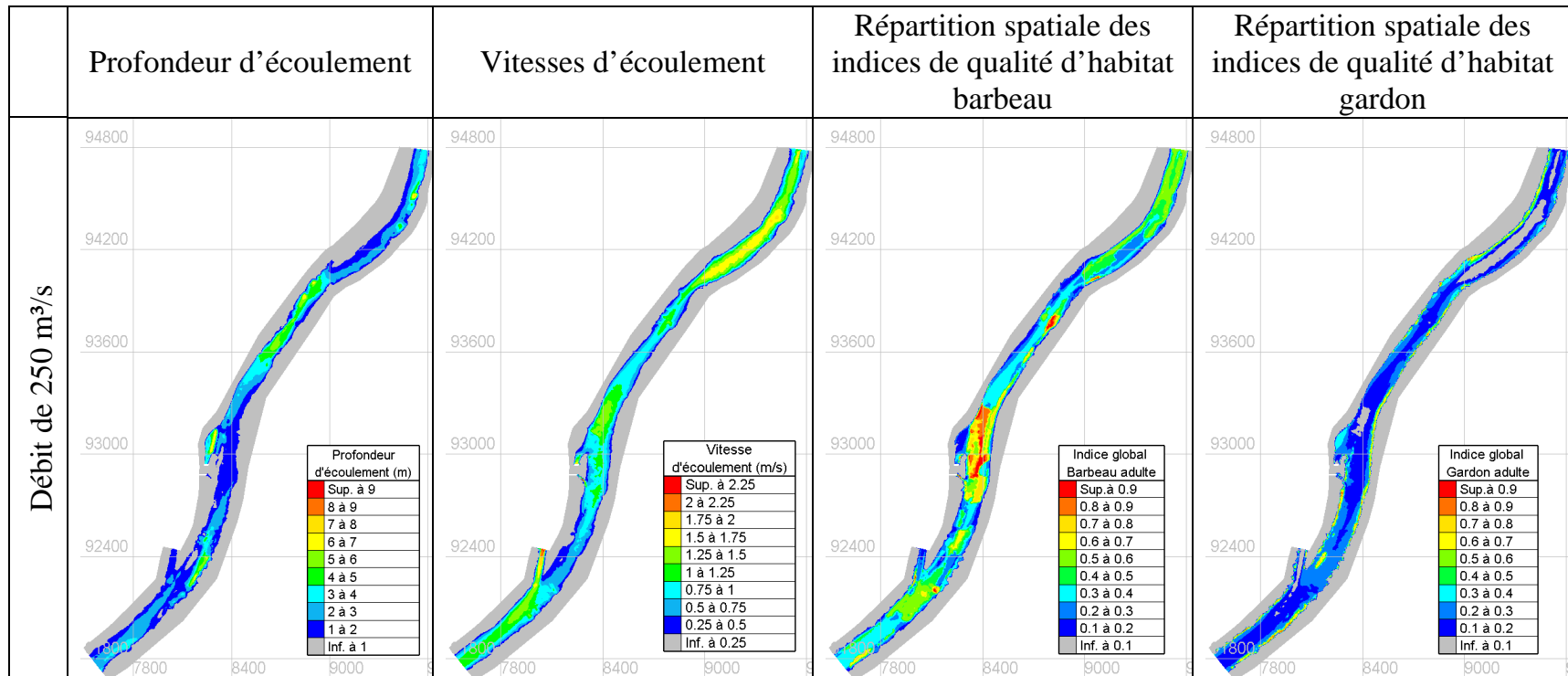


Figure A-7: vitesses d'écoulement, profondeurs et de l'habitat disponible pour le barbeau et gardon adulte pour le débit du Rhône de 250 m³/s

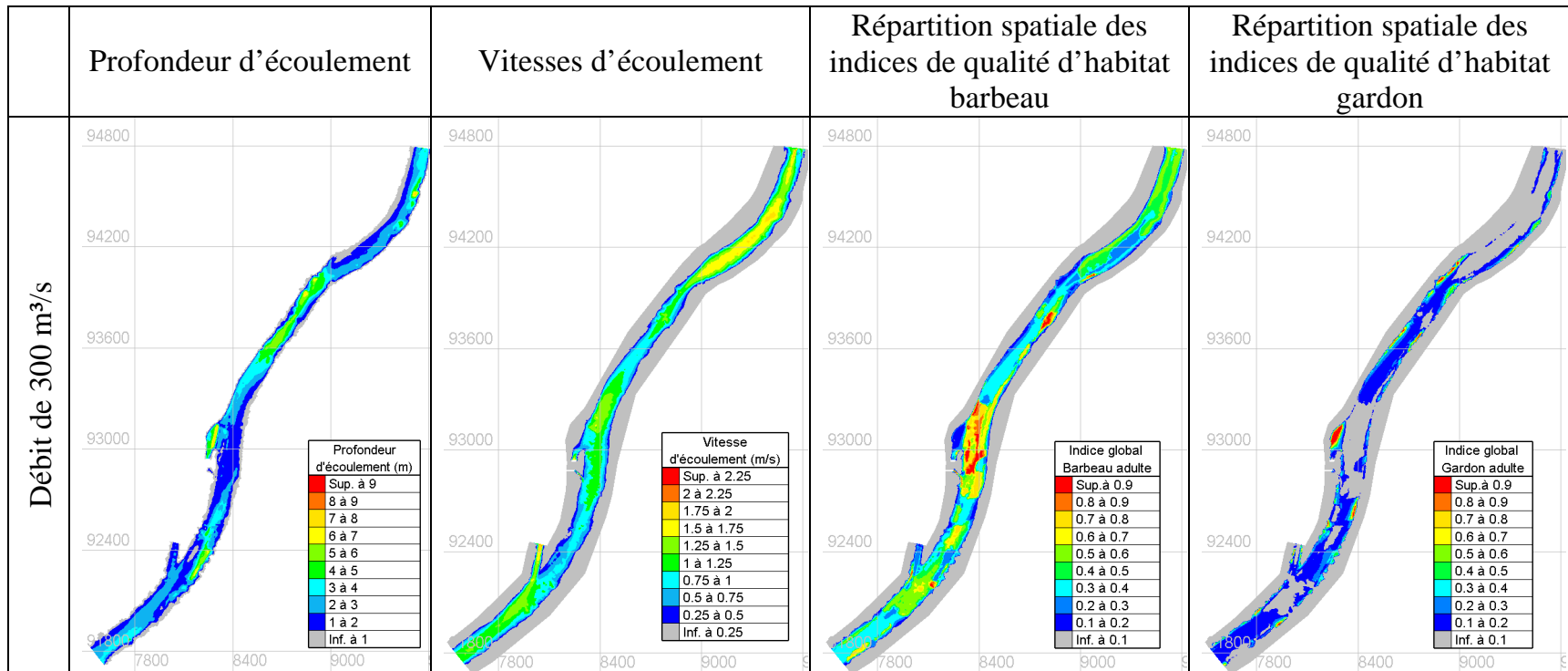


Figure A-8: vitesses d'écoulement, profondeurs et de l'habitat disponible pour le barbeau et gardon adulte pour le débit du Rhône de 300 m³/s

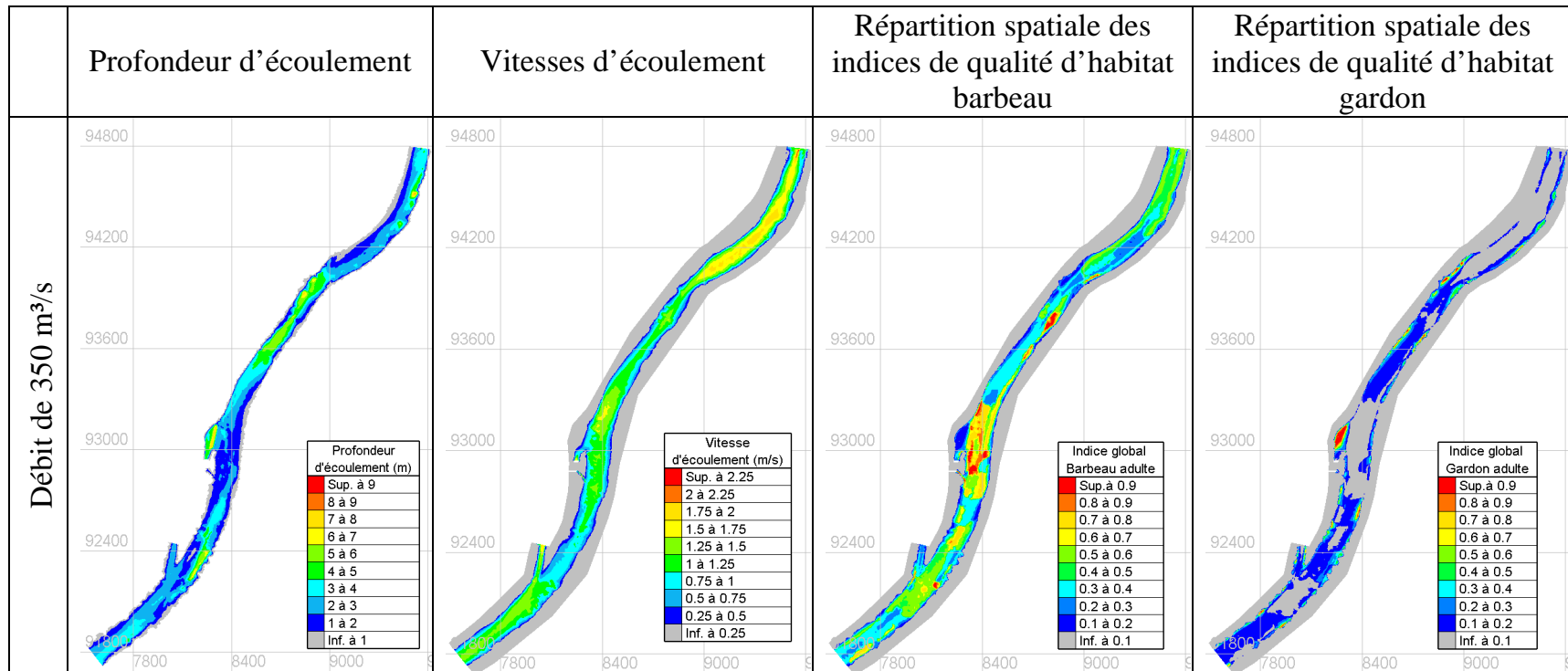


Figure A-9: vitesses d'écoulement, profondeurs et de l'habitat disponible pour le barbeau et gardon adulte pour le débit du Rhône de 350 m³/s

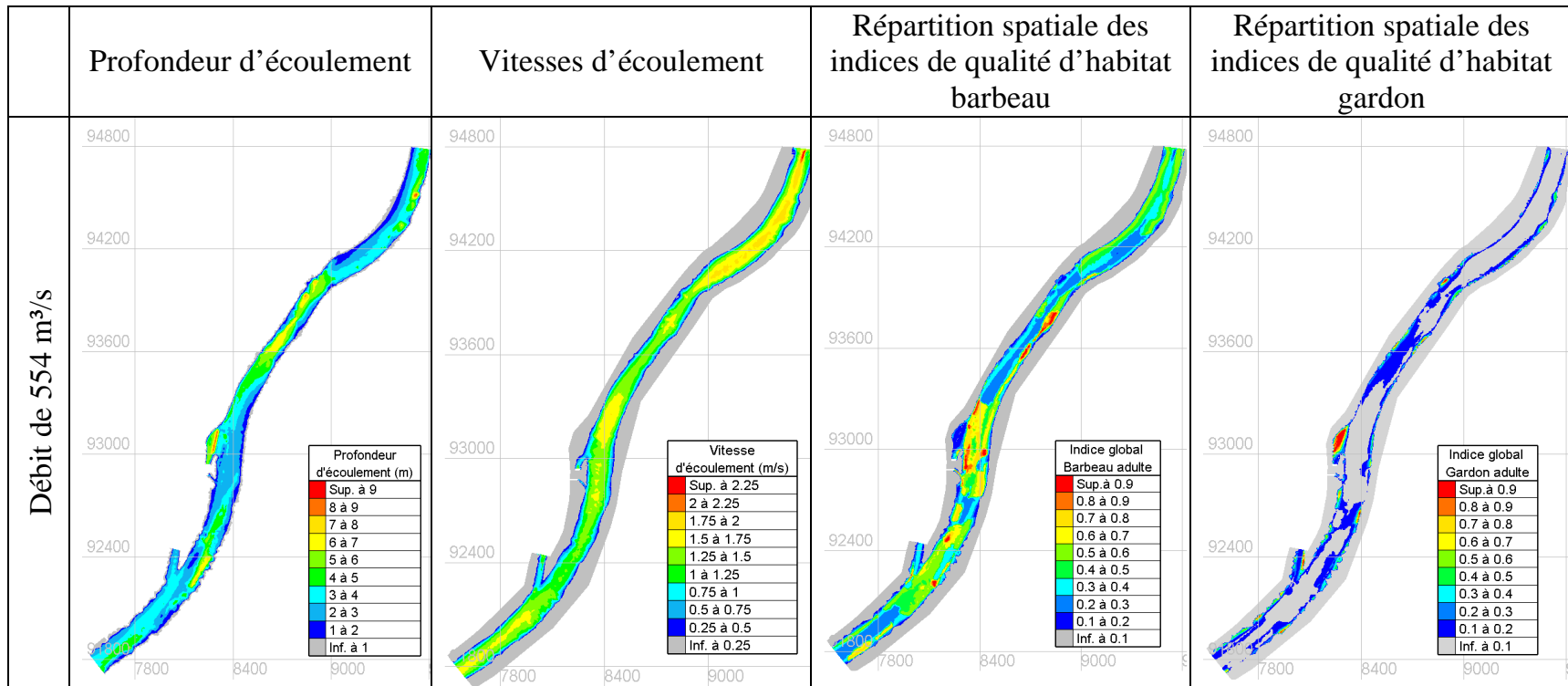


Figure A-10: vitesses d'écoulement, profondeurs et de l'habitat disponible pour le barbeau et gardon adulte pour le débit du Rhône de 554 m³/s

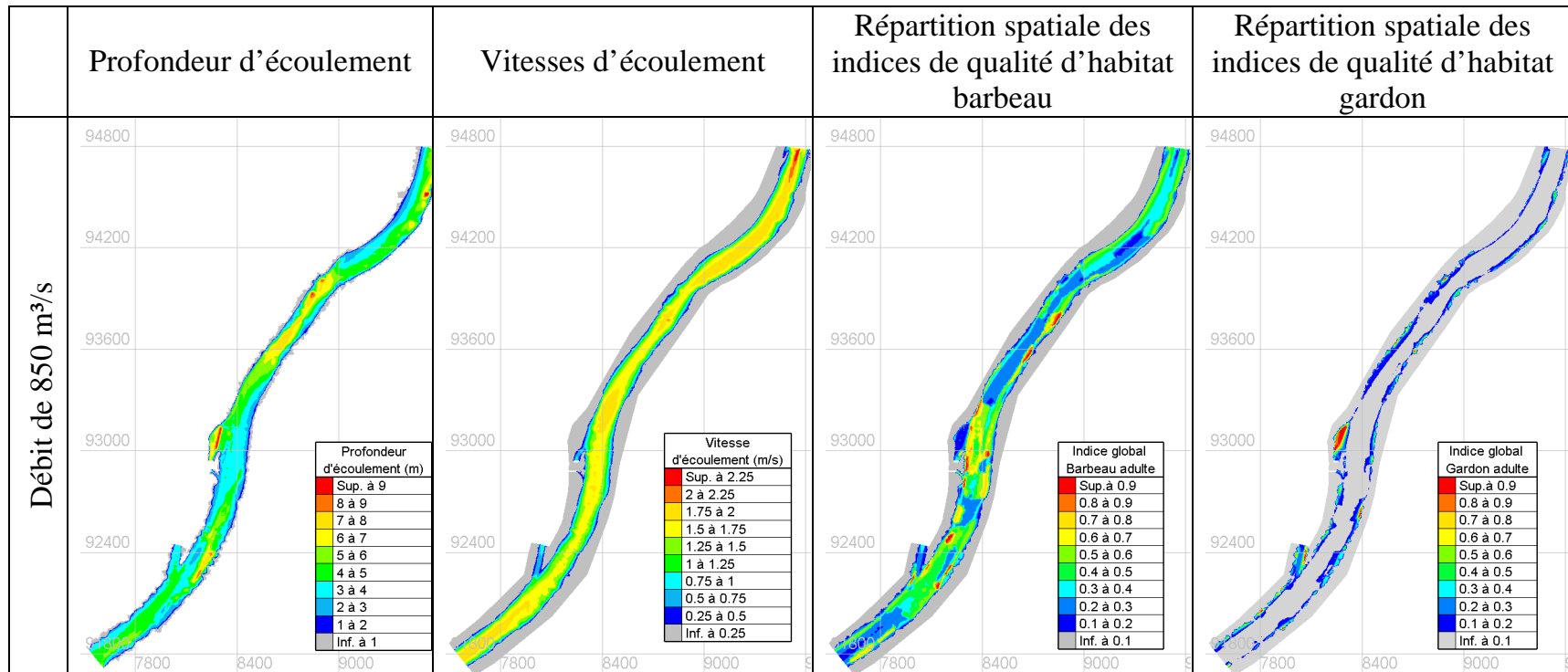


Figure A-11: vitesses d'écoulement, profondeurs et de l'habitat disponible pour le barbeau et gardon adulte pour le débit du Rhône de 850 m³/s

ANNEXE 2 – Photos



Photo 1 : Le Rhône – Secteur Bugey, débit $250 \text{ m}^3/\text{s}$



Photo 1 : Le Rhône – Secteur Bugey, débit $600 \text{ m}^3/\text{s}$



Photo 3 : Le Rhône – Secteur Bugey, débit $250 \text{ m}^3/\text{s}$



Photo 4 : Le Rhône – Secteur Bugey, débit $850 \text{ m}^3/\text{s}$



Photo 5 : Le Rhône – Secteur Bugey, débit 150 m³/s



Photo 6 : Le Rhône – Secteur Bugey, débit 770 m³/s



Photo 6 : Le Rhône – Secteur Bugey, débit $850 \text{ m}^3/\text{s}$



Photo 7 : Le Rhône – Secteur Bugey, débit $150 \text{ m}^3/\text{s}$



Photo 7 : Le Rhône – Secteur Bugey, échelle limnimétrique